Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

Caractéristiques chimiques des terres humides et leurs effets sur les eaux réceptrices dans le parc national Kejimkujik (Nouvelle-Écosse)

J.A. Wood, G.M. Wickware* et C.D.A. Rubec†

*Geomatics International
Burlington (Ontario)

†Rapport sur l'état de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)

ÉTUDE N° 193, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
RÉGION DE L'OUEST ET DU NORD
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
RÉGINA (SASKATCHEWAN) 1991**

(Available in English on request)

92-01746/

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-193/193F
ISBN 0-662-97153-1

PRÉFACE

Le présent rapport résume les résultats de trois années consécutives d'étude sur le terrain, de 1986 à 1988, des caractéristiques chimiques des terres humides du parc national Kejimkujik. Les travaux ont été effectués en vertu du Programme fédéral sur le transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA), par des fonctionnaires d'Environnement Canada, avec comme objectif général l'évaluation de l'effet des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage. Les travaux de terrain et les analyses correspondant à la première année de la campagne, décrits au chapitre 4, ont été effectués par G.M. Wickware (G.M. Wickware and Associates, Inc.), I. Kessel-Taylor et C.D.A. Rubec (Environnement Canada). Les deux dernières années de l'étude, décrites aux chapitres 5 et 6, ont été exécutées par J.A. Wood (Environnement Canada). Le programme de prélèvement d'échantillons de la deuxième année (1987) a été élaboré par I. Kessel-Taylor. Toutes les analyses de l'eau ont été effectuées aux laboratoires de la Direction de la qualité des eaux, à Moncton. Les échantillons de tourbe ont été analysés dans les laboratoires de la chimie du milieu à l'Hôpital général Victoria, à Halifax.

Les résultats présentés portent surtout sur le classement des terres humides du parc et sur l'évaluation des principaux facteurs influant sur les caractéristiques pédochimiques des terres humides ainsi que des effets de ces facteurs sur les caractéristiques chimiques des eaux réceptrices. Le rapport renferme également des recommandations touchant la recherche à venir sur les terres humides.

REMERCIEMENTS

Nous savons énormément gré de l'aide qu'ils nous ont fournie à : J. Wetzell et C. Drysdale (Service canadien des parcs, Environnement Canada), pour l'appui logistique aux prélèvements d'échantillons dans le parc et D. McLeod (Division de la statistique appliquée, Environnement Canada), pour l'analyse statistique des données.

RÉSUMÉ

L'effet des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage reste une question non résolue par le Programme fédéral relatif au transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA). Les terres humides se distinguent par la production de fortes quantités d'acides organiques. Cette caractéristique fait que les modèles des effets des pluies acides appliqués aux bassins hydrographiques où les terres humides sont bien représentées sont incapables de prédire si les variations de l'acidité observées dans le bassin sont dues à des variations de l'apport des acides minéraux, d'origine anthropique surtout, ou à des variations de l'apport d'acides organiques provenant des sols des terres humides. Ce qui complique davantage le problème, c'est l'ignorance générale du rôle joué par les terres humides dans le cycle hydrologique du bassin. Certains chercheurs considèrent les terres humides comme exerçant une action non négligeable sur les caractéristiques chimiques et sur l'hydrologie du bassin. D'autres les considèrent comme des compartiments relativement isolés du bassin durant une grande partie de l'année. Même si la production des acides susmentionnés est élevée, les facteurs hydrologiques pourraient en limiter l'apport dans les eaux de drainage.

D'autres phénomènes viennent compliquer le tableau. Les concentrations d'acides organiques dans les eaux de drainage ne sont pas constantes, mais sont plutôt fortement déterminées par le cycle des saisons. On ne sait pas encore si cela traduit des phénomènes qui ont lieu dans les sols des terres humides. En outre, on croit que les différents types de terres humides produisent des acides organiques à des vitesses différentes. Ainsi, on ne peut pas grouper des terres humides dans un ensemble général si l'on veut modéliser la production des acides organiques. Il faut plutôt en évaluer les effets selon le type de terre humide.

Outre les questions que l'on se pose à l'égard des apports d'acides organiques, on ne comprend pas bien comment les terres humides influent sur les principaux ions et métaux des eaux de drainage. Selon plusieurs études, cette influence est forte, tandis que selon d'autres elle est faible, car la plus grande partie de l'année les terres humides restent relativement isolées des réseaux de drainage. On manque également de renseignements sur les effets des variations saisonnières sur les caractéristiques pédochimiques des terres humides ainsi que sur l'effet du type de ces dernières sur la chimie des eaux de drainage.

C'est pour essayer d'élucider l'influence qu'exerce la pédochimie des terres humides sur les caractéristiques des eaux de drainage qu'une campagne de trois années a été entreprise dans le parc national Kejimkujik. À cette fin, le programme a surtout porté sur le prélèvement d'échantillons, en s'attachant à la production d'acides organiques ainsi qu'aux principaux ions et aux métaux.

À titre préliminaire, nous avons effectué un relevé des terres humides du parc, afin d'en caractériser la végétation et, également, d'en évaluer les types dominants, les plus susceptibles d'influer sur les caractéristiques chimiques de l'eau et, par conséquent, méritant d'être étudiés plus en profondeur. Les types observés se sont révélés être des bogs et des fens oligotrophes, surtout, les autres types étant rares. Ces types se distinguent entre eux par leurs caractéristiques pédochimiques. Dans les bogs, les principaux ions et les métaux se trouvent à la moitié de la concentration observée dans les fens. Toutefois, ni les bogs ni les fens ne semblent exercer un effet vraiment différent sur la concentration des principaux ions et des métaux dans les eaux de drainage.

Cependant, les bogs et les fens se sont révélés exercer un effet notable sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage par la production et l'apport d'acides organiques. L'accumulation de carbone organique dans la tourbe de surface des bogs est environ deux fois plus élevée que dans les fens, ce qui signifie que l'oxydation et la volatilisation du carbone s'y effectuent à la moitié de la vitesse de ces phénomènes dans les fens. L'oxydation plus intense du carbone semble correspondre à des apports inférieurs de carbone organique en dissolution vers le réseau de drainage. Dans les bogs, les eaux de drainage renferment des concentrations notablement plus élevées de carbone organique en

dissolution, et leur pH est considérablement plus bas que dans les fens. Afin de quantifier ces rapports, les études devraient s'effectuer dans des conditions mieux contrôlées.

Nous avons également étudié l'influence des saisons sur les caractéristiques chimiques. Celles des eaux de drainage ont varié énormément et de façon significative selon la saison. Celles des bogs et des fens ont fait de même pour ce qui concerne les principaux ions, l'accumulation de carbone et le pH, tout en étant en général moins nettes et plus faibles en amplitude que les variations des caractéristiques chimiques de l'eau. Il y aurait donc un rapport entre les deux milieux pour ce qui est de l'influence des saisons. Toutefois, des enquêtes plus détaillées seront nécessaires pour en établir la réalité de façon plus concluante.

TABLE DES MATIÈRES

Page

PRÉFACE iii

REMERCIEMENTS iii

RÉSUMÉ iv

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 TERRES HUMIDES, DÉFINITIONS ET CLASSIFICATION 3

3.0 DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE 4
- 3.1 Drainage 4
- 3.2 Climat 4
- 3.3 Géologie 4
- 3.4 Sols 4
- 3.5 Végétation forestière 5
- 3.6 Cycle hydrologique 5

4.0 CLASSIFICATION ET VÉGÉTATION DES TERRES HUMIDES 11
- 4.1 Stratégie d'échantillonnage 11
- 4.2 Discussion 13
  - 4.2.1 Marécages 13
  - 4.2.2 Bogs 13
  - 4.2.3 Fens 13
- 4.3 Résumé 14

5.0 EFFETS DES SAISONS ET DE LA VÉGÉTATION SUR LES CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DES TERRES HUMIDES 18
- 5.1 Prélèvement d'échantillons et méthodes 18
- 5.2 Méthodes d'analyse 19
- 5.3 Résultats 20
- 5.4 Variations saisonnières 20
- 5.5 Caractéristiques chimiques des bogs et des fens 22
- 5.6 Résumé 24

6.0 EFFET, SUR LES EAUX RÉCEPTRICES, DES PROCESSUS OÙ INTERVIENNENT L'EAU ET LE SOL DES TERRES HUMIDES 29
- 6.1 Prélèvement d'échantillons et méthodes 29
- 6.2 Analyse 30
- 6.3 Résultats 31
- 6.4 Résumé 33

7.0 CONCLUSIONS 46

8.0 RECOMMANDATIONS 47

9.0 RÉFÉRENCES 48

TABLEAUX

		Page
4.1	Superficie des terres humides dans les bassins principaux et secondaires	15
4.2	Caractéristiques floristiques des stations visitées dans les bassins TADPA du parc national Kejimkujik	16
5.1	Moyennes saisonnières des paramètres chimiques de la tourbe	26
5.2	Moyennes saisonnières des paramètres chimiques de l'eau	26
5.3	Moyennes saisonnières et annuelles des paramètres chimiques de la tourbe des bogs et des fens	27
5.4	Moyennes saisonnières et annuelles des paramètres chimiques des cours d'eau des bogs et des fens	27
5.5	Valeurs de F des écarts entre les paramètres de la tourbe de différentes terres humides comparés aux écarts entre les échantillons de chaque terre humide	28
6.1	Valeurs de F pour les écarts de plusieurs paramètres de la tourbe et de l'eau imputables au type de terres humides et à la saison	34

ILLUSTRATIONS

		Page
Figure 3.1	Parc national Kejimkujik	6
Figure 3.2	Bassins principaux et secondaires étudiés dans le parc national Kejimkujik	7
Figure 3.3	Géologie de la roche-mère du parc national Kejimkujik	8
Figure 3.4	Formes de terrains et dépôts de surface dans le parc national Kejimkujik	9
Figure 3.5	Sols du parc national Kejimkujik	10
Figure 4.1	Points de prélèvement dans les tourbières du parc national Kejimkujik, en 1986	12
Figure 5.1	Points de prélèvement dans les tourbières du parc national Kejimkujik, en 1987	25
Figure 6.1	Points de prélèvement de la tourbe dans le parc national Kejimkujik, en 1988	35
Figure 6.2	Corrélation entre le pH de la tourbe et celui de l'eau	36
Figure 6.3	Corrélation entre le rapport C/N de la tourbe et le $C_{o.d.}$ de l'eau	37
Figure 6.4	Corrélation entre le rapport C/N de la tourbe et le pH de l'eau	38
Figure 6.5	Corrélation entre l'humidité de la tourbe et le $C_{o.d.}$ de l'eau	39
Figure 6.6	Corrélation entre le soufre total de la tourbe et le soufre de l'eau	40
Figure 6.7	Corrélation entre le soufre total de la tourbe et le pH de l'eau	41
Figure 6.8	Corrélation entre le calcium de la tourbe et celui de l'eau	42
Figure 6.9	Corrélation entre le magnésium de la tourbe et celui de l'eau	43
Figure 6.10	Corrélation entre le fer de la tourbe et celui de l'eau	44
Figure 6.11	Corrélation entre l'aluminium de la tourbe et celui de l'eau	45

1.0 INTRODUCTION

L'effet des terres humides sur les eaux réceptrices reste une question sans réponse pour le programme fédéral TADPA. Les modèles de l'acidification dans les bassins hydrographiques canadiens ont été construits pour, entre autres choses, déterminer les effets des dépôts soufrés et azotés sur les caractéristiques des eaux réceptrices. Toutefois, les modèles de l'acidification des eaux limpides n'ont pas donné de résultats satisfaisants lorsqu'ils ont été appliqués aux eaux colorées, étant incapables d'évaluer la contribution relative des acides minéraux (d'origine anthropique) et des acides organiques (naturels) aux caractéristiques chimiques des eaux de drainage (Wright, 1983; Rogalla *et al.*, 1986).

Selon quelques auteurs, les terres humides peuvent influer profondément sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage (Gorham *et al.*, 1987; Urban et Bayley, 1986; Urban *et al.*, 1989). La plupart de leurs études sont expérimentales, ayant comporté l'établissement de bilans matières des substances chimiques. Toutefois, d'autres chercheurs (Roulette, communication personnelle) sont arrivés à la conclusion opposée : que durant une grande partie de l'année, les terres humides semblent hydrologiquement coupées du réseau de drainage et, à ce titre, influent peu sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage. Une explication générale n'est aucunement évidente, surtout quand on connaît la variabilité des terres humides et les rapports complexes qui les relient au drainage.

Afin d'élucider l'effet des terres humides, on a réuni un vaste corpus de données sur les propriétés des terres humides, y compris des paramètres descriptifs et chimiques, ainsi que sur les caractéristiques chimiques des bassins hydrographiques, pour toute la région de l'Atlantique, dans le dessein de construire des modèles régionaux de l'effet des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de la région. Avant d'analyser un très vaste corpus de données, il faut déterminer les paramètres pédologiques qui sont le plus susceptibles d'influer sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage. Il reste encore à montrer, à partir de données locales spécifiques si l'on peut corréler directement les caractéristiques des sols et des terres humides et les caractéristiques chimiques des eaux de drainage. Les études de cette nature, rares en ce qui concerne les sols minéraux, restent à entreprendre sur les sols des terres humides.

Afin de déterminer l'influence des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage, nous avons entrepris en 1986 une étude sur le terrain d'une durée de trois années dans le bassin hydrographique étalonné du parc national Kejimkujik. Nous avons choisi le parc en raison des renseignements de fond détaillés que nous possédons sur lui. En outre, les eaux sont brunes et riches en carbone organique en dissolution, que l'on croit provenir des nombreuses terres humides locales (Howell et Brooksbank, 1987). L'objectif général du programme était de déterminer si l'on pouvait corréler directement les caractéristiques chimiques des eaux de drainage et les caractéristiques pédochimiques de la tourbe des terres humides de stations précises et, le cas échéant, si les corrélations étaient statistiquement modélisables. Ces corrélations pourront servir à la construction de modèles régionaux de l'influence des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage.

En outre, l'étude visait à répondre à un certain nombre d'objectifs spécifiques, comme suit :

(1) déterminer les principales terres humides dans chacun des trois bassins étalonnés du parc (Kejimkujik, Beaverskin et Pebbleloggitch);

(2) déterminer la superficie absolue et relative des terrains organiques (tourbière) dans chaque bassin;

(3) classer les terres humides et les décrire de façon générale, y compris leurs caractéristiques floristiques;

(4) établir si les caractéristiques pédochimiques des terres humides obéissent à des cycles saisonniers et, le cas échéant, caractériser les variations chimiques;

(5) déterminer les relations que l'on peut établir entre les variations saisonnières des caractéristiques chimiques des eaux de drainage et les caractéristiques pédochimiques des terres humides;

(6) déterminer si les types dominants de terres humides observées dans le parc (c'est-à-dire les bogs et les fens) peuvent être distingués chimiquement. En principe, les bogs devraient être plus oligotrophes et les fens plus minéralotrophes;

(7) déterminer si la proximité des divers types des terres humides influe localement sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage.

Le programme a été subdivisé en trois étapes distinctes. Chacune possédait un ensemble différent d'objectifs, décrits ci-dessus. Les diverses étapes du programme ont été réalisées entre 1986 et 1988. Les résultats en sont décrits aux chapitres 4, 5 et 6. Le chapitre 4 concerne les objectifs 1 à 3; le chapitre 5 concerne les objectifs 4 et 6; et le chapitre 6 concerne les objectifs 5 et 7.

2.0 TERRES HUMIDES, DÉFINITIONS ET CLASSIFICATION

Les *terres humides* se définissent comme des milieux saturés d'eau assez longtemps pour favoriser la croissance d'une végétation hydrophile, le mauvais drainage des sols ainsi qu'une activité biologique adaptée à un milieu humide (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987). On les divise en deux catégories : (1) les terres humides minérales, qui produisent peu ou point de tourbe; (2) les tourbières, où l'accumulation de tourbe dépasse 40 cm d'épaisseur. Le Système canadien de classification des terres humides du Canada (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987) définit cinq types de terres humides : les bogs, les fens, les marais, les marécages et les eaux libres peu profondes. On ne considère généralement comme tourbières que les bogs et les fens, même si, dans certaines régions, le sol des marécages est tourbeux. Nous nous attacherons en grande partie aux caractéristiques chimiques des tourbières (bogs et fens) de la région étudiée. Nous avons également étudié un certain nombre de marécages.

Le *bog* est une tourbière où la nappe phréatique se situe au niveau de la surface ou près de cette dernière. Généralement acide et oligotrophe, il ne subit pratiquement aucune influence des eaux souterraines riches en éléments nutritifs des sols avoisinants. Sa surface peut être surélevée ou au même niveau que le terrain qui l'entoure et il est couvert principalement de sphaignes et d'éricacées arbustives. La tourbe est constituée de sphaignes faiblement ou modérément décomposées et de tourbe ligneuse recouvrant de la tourbe de carex.

Alimenté en nutrients par des sources souterraines et par la pluie, le *fen* est plus riche en éléments nutritifs et plus minéralotrophe. Généralement moins acide que le bog, il porte une végétation qui consiste surtout en carex, en graminées, en roseaux et en mousses brunes, qu'accompagnent quelques arbustes. Le fen renferme de la tourbe de carex ou de mousses brunes bien décomposée. La nappe phréatique se situe habituellement au niveau de la surface ou près de cette dernière.

Le *marais* est une terre humide minérale où l'eau est stagnante ou coule lentement par des mares ou des chenaux. La nappe phréatique se trouve à la surface ou près de cette dernière, tandis que les eaux sont riches en éléments nutritifs. La tourbe, s'il y en a, est habituellement bien décomposée et recouvre de la tourbe à carex. La végétation se caractérise par un couvert dense de feuillus ou de conifères, arbres ou arbrisseaux, d'herbes et de certaines mousses.

Le *marécage* est une tourbière ou une terre humide minérale périodiquement inondée par de l'eau stagnante riche en éléments nutritifs. Le sol consiste habituellement en matière minérale et parfois en tourbe bien décomposée. Le marécage se caractérise par des mares ou des chenaux séparés par des carex, des graminées, des joncs et des roseaux en décomposition qui bordent des pelouses et des zones d'arbrisseaux et d'arbres.

Les *eaux peu profondes* (moins de 2 m) bordent les lacs, les cours d'eau et les rivages.

Les terres humides décrites dans le présent rapport sont classées selon les niveaux 1 et 3 du système de classification des terres humides publié par le Groupe de travail national sur les terres humides (1987). Les fens que nous avons examinés sont subdivisés en deux groupes : les fens à graminoïdes (dominés par des plantes qui ressemblent aux graminées) et les fens à fruticée (dominés par des espèces arbustives).

3.0 DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

3.1 DRAINAGE

La région de l'étude est située dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (figure 3.1), dans le parc national Kejimkujik. Des échantillons ont été prélevés dans trois bassins, ceux des lacs Kejimkujik, Pebbleloggitch et Beaverskin (figure 3.2). Le plus étendu de ces bassins, avec ses 723 km^2, est celui du lac Kejimkujik. Il se subdivise en plusieurs bassins secondaires, montrés à la figure 3.2. Les bassins des lacs Beaverskin et Pebbleloggitch sont relativement peu étendus, 1,0 et 1,6 km^2, respectivement. L'hydrologie et la forme des principaux lacs de la région sont décrites en détail par Kerekes et Friedman (1986). Tous les lacs du parc sont relativement peu profonds et oligotrophes.

Les lacs Kejimkujik et Pebbleloggitch reçoivent l'eau de drainage de vastes tourbières et, par conséquent, contiennent des eaux organiques dont la couleur, forte, dépasse 50 unités Hazen (Kerekes *et al.*, 1985). Les eaux du lac Beaverskin sont considérées comme limpides, à dix unités Hazen.

3.2 CLIMAT

La moyenne annuelle de la température journalière est de 6,5 °C, la température journalière moyenne en juillet étant de 18,8 °C, celle de janvier de -5,0 °C. La précipitation annuelle moyenne totalise 1146 mm, sous forme de pluie surtout. Son régime est variable d'une année à l'autre, le minimum observé étant de 1129 mm, le maximum de 1816 mm (Gates, 1982).

Depuis 1983, fonctionne un poste d'échantillonnage des précipitations du Réseau canadien de contrôle de l'air et des précipitations, où l'on détermine le pH des précipitations de même que leurs propriétés chimiques. Le pH pondéré annuel moyen des précipitations en 1987 était de 4,48, la moyenne la plus basse sur 4 mois étant observée entre mai et août, le maximum entre septembre et décembre. Plus de 18 % des épisodes pluvio-hydrométriques étaient fortement acides ($pH < 4$), le pH le plus acide observé ayant été de 3,38.

3.3 GÉOLOGIE

La géologie de la roche-mère est montrée à la figure 3.3. Le bassin du lac Kejimkujik renferme du granite du Dévonien, des ardoises de Halifax (ainsi que du quartzite) et de la grauwacke de Goldenville (Gimbarzevsky, 1975). Les bassins des lacs Beaverskin et Pebbleloggitch renferment également de l'ardoise de Halifax, tandis que du granite du Dévonien est également trouvé dans l'ouest du bassin du lac Pebbleloggitch. L'ardoise de Halifax pourrait, selon certains signes, être pyritifère dans certaines localités de la région, à l'instar d'autres parties de la province. Toutefois, cette propriété ne semble pas influer sur les caractéristiques chimiques des cours d'eau que nous avons examinés.

Durant le Wisconsinien, la région a été fortement englacée, et un manteau de till pierreux et grossier la recouvre maintenant. Ce till, qui provient surtout de matériaux granitiques, gneissiques et quartzitiques de la roche-mère, est acide et libère peu d'éléments nutritifs. La composition typique du till provenant du granite du Dévonien est : 20 à 35 % de quartz; 40 à 55 % de feldspath et 15 à 20 % de micas (Eastern Ecological Research Ltd., 1976). Dans toute la région étudiée, on trouve de nombreux drumlins et d'autres formes morainiques (figure 3.4). Une partie du till a été remaniée en dépôts fluvio-glaciaires tels que des plaines alluviales proglaciaires, des kames, des eskers et des deltas dans le sud-ouest du parc. Des dépôts tourbeux et alluviaux postglaciaires bordent les plaines inondables des cours d'eau modernes et occupent les dépressions laissées par d'anciens lacs.

3.4 SOLS

Les sols de la région sont surtout des podzols humo-ferriques orthiques, qui se sont formés sur des tills grossiers. Des variantes gleyifiées de ces sols occupent les stations imparfaitement à faiblement

drainées. Trois types de sols minéraux prédominent (figure 3.5) : (1) le type de Bridgewater, sol sableux, sableux-loameux, loameux-argileux, dérivé d'un till glaciaire de granulométrie moyenne; (2) le type de Gibraltar, loam sableux de façon prédominante, dérivé d'un till granitique modérément grossier, typiquement d'une pierrosité excessive et souvent peu épais; (3) le type de Halifax, loam sableux excessivement pierreux et caillouteux, bien drainé, dérivé d'un till modérément grossier d'ardoises et de grauwackes. Généralement pauvre en éléments nutritifs et déficitaires en calcium, les sols sont très vulnérables à l'acidification. En outre, de vastes dépôts tourbeux s'observent dans les dépressions peu profondes, le long des marges lacustres et fluviales. Ces dépôts occupent plus de 11 % (3679 ha) de toute la superficie terrestre du parc.

3.5 VÉGÉTATION FORESTIÈRE

Elle fait partie de la section des hautes terres atlantiques de la région forestière acadienne (Rowe, 1972). Elle est dominée par deux grandes associations arborescentes, celle de l'érable à sucre, de la pruche et du pin et celle de l'épinette rouge, de la pruche et du pin. Les principales associations arborescentes sont celles de l'érable rouge (*Acer rubrum L.*), du chêne rouge (*Quercus borealis* Michx.), du bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.), de l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.), de la pruche du Canada (*Tsuga canadensis* [L.] Carr.), du sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et du pin blanc (*Pinus strobus* L.). Environ 75 % des forêts sont mixtes, 20 % sont de résineux et 5 % de feuillus (Gimbarzevsky, 1975). Le couvert forestier est complexe en raison des fortes perturbations causées dans l'ensemble de la région par l'exploitation forestière, les incendies et l'agriculture. Actuellement, les principaux facteurs de changement sont les insectes et les maladies.

3.6 CYCLE HYDROLOGIQUE

On ne possède de données ininterrompues sur le débit que pour deux cours d'eau de la région (Howell, 1988). Le bassin de la rivière Mersey (figure 4.1) couvre 295 km^2, et, dans le parc, il possède le niveau hiérarchique le plus élevé. Le deuxième cours d'eau est le ruisseau Moose Pit, d'ordre inférieur, dont le bassin couvre 16,7 km^2 et est situé à quelques kilomètres à l'extérieur des limites du parc. L'hydrogramme des deux cours d'eau est similaire, le débit maximal étant observé à la fin de mars et l'étiage à la fin de septembre.

Howell (1988) a montré la corrélation entre le cycle hydrologique de ces bassins et les ions associés à l'acidité organique (carbone organique en dissolution) et à l'acidité minérale (ion sulfate). Dans les bassins d'ordre inférieur, comme celui du ruisseau Moose Pit, l'acidité organique semble inversement proportionnelle au débit, car elle domine à la fin de l'été et de l'automne tandis que l'acidité minérale prédomine l'hiver et le printemps. Ainsi, le pH des eaux de ces bassins tend à rester relativement constant l'année durant. Dans les bassins d'ordre supérieur tel que celui de la rivière Mersey, il semble y avoir un décalage d'environ trois mois entre l'acidité organique, qui culmine un peu avant l'acidité minérale. Le phénomène est attribué à la durée de séjour de l'eau dans le réseau (Howell, 1989.) Le pH connaît un cycle annuel, dont le maximum survient à la fin de l'été et le minimum au milieu de l'hiver.

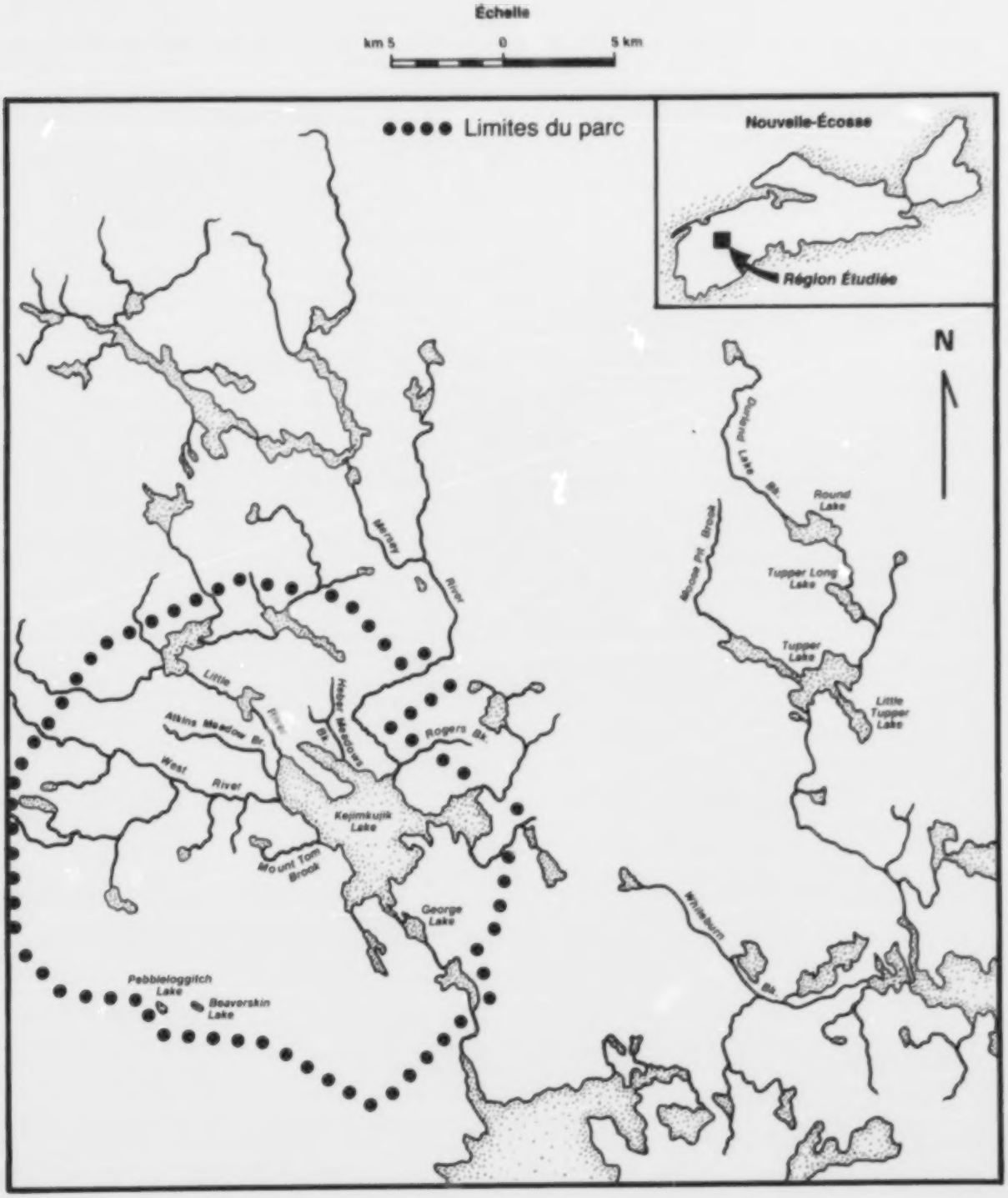

Figure 3.1. Parc national Kejimkujik.

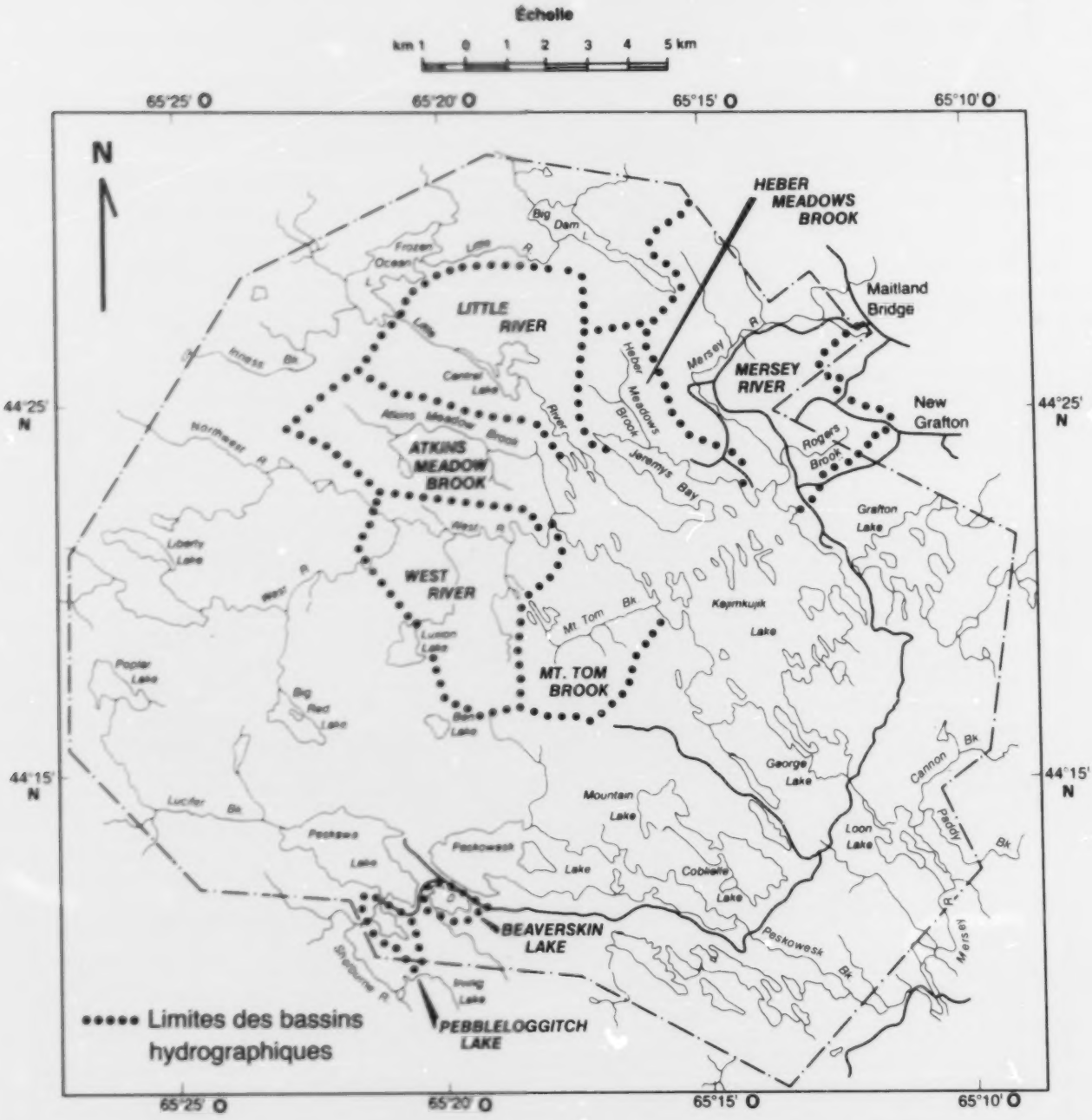

Figure 3.2. Bassins principaux et secondaires étudiés dans le park national Kejimkujik.

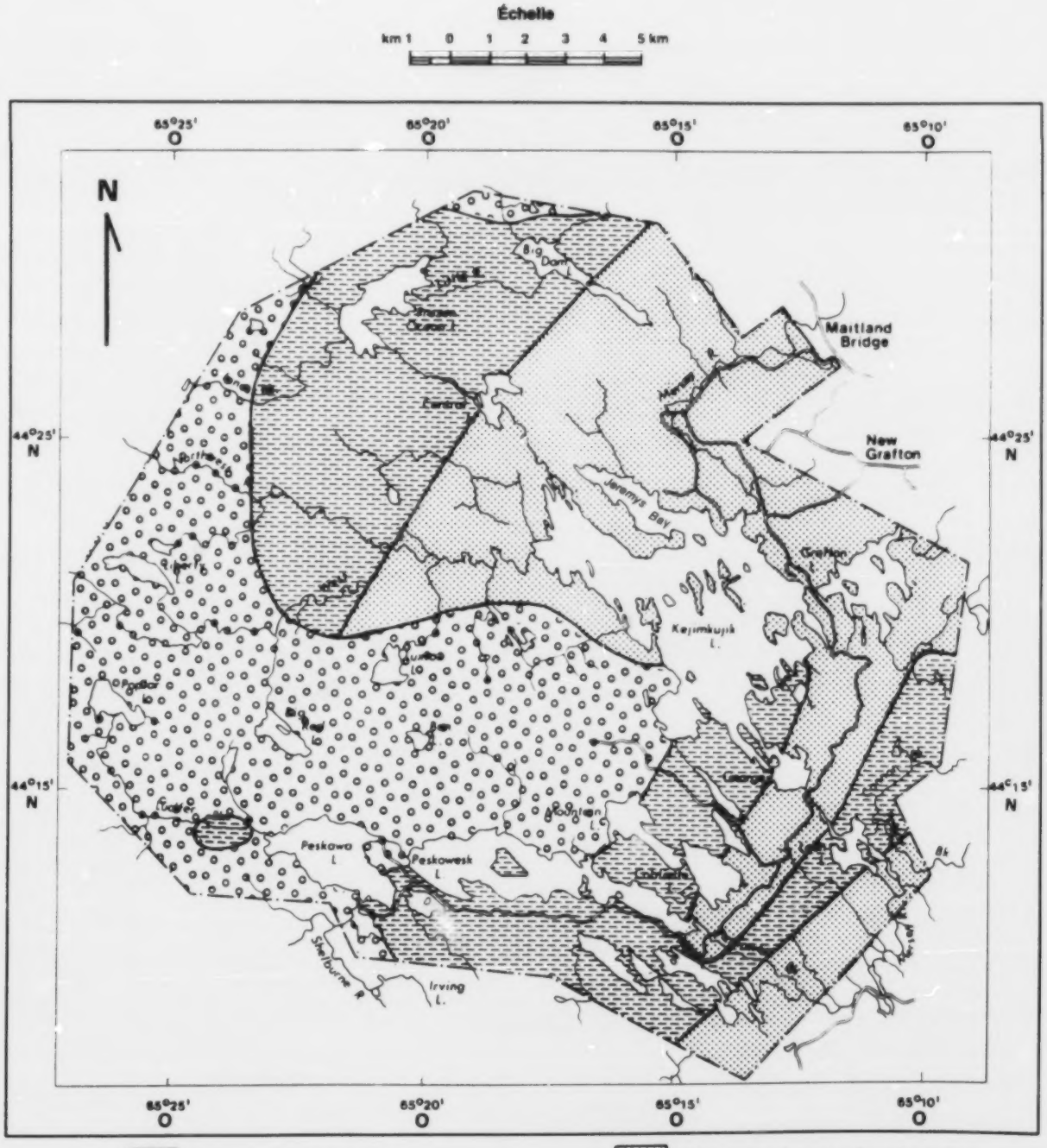

Figure 3.3. Géologie de la roche-mère du parc national Kejimkujik.

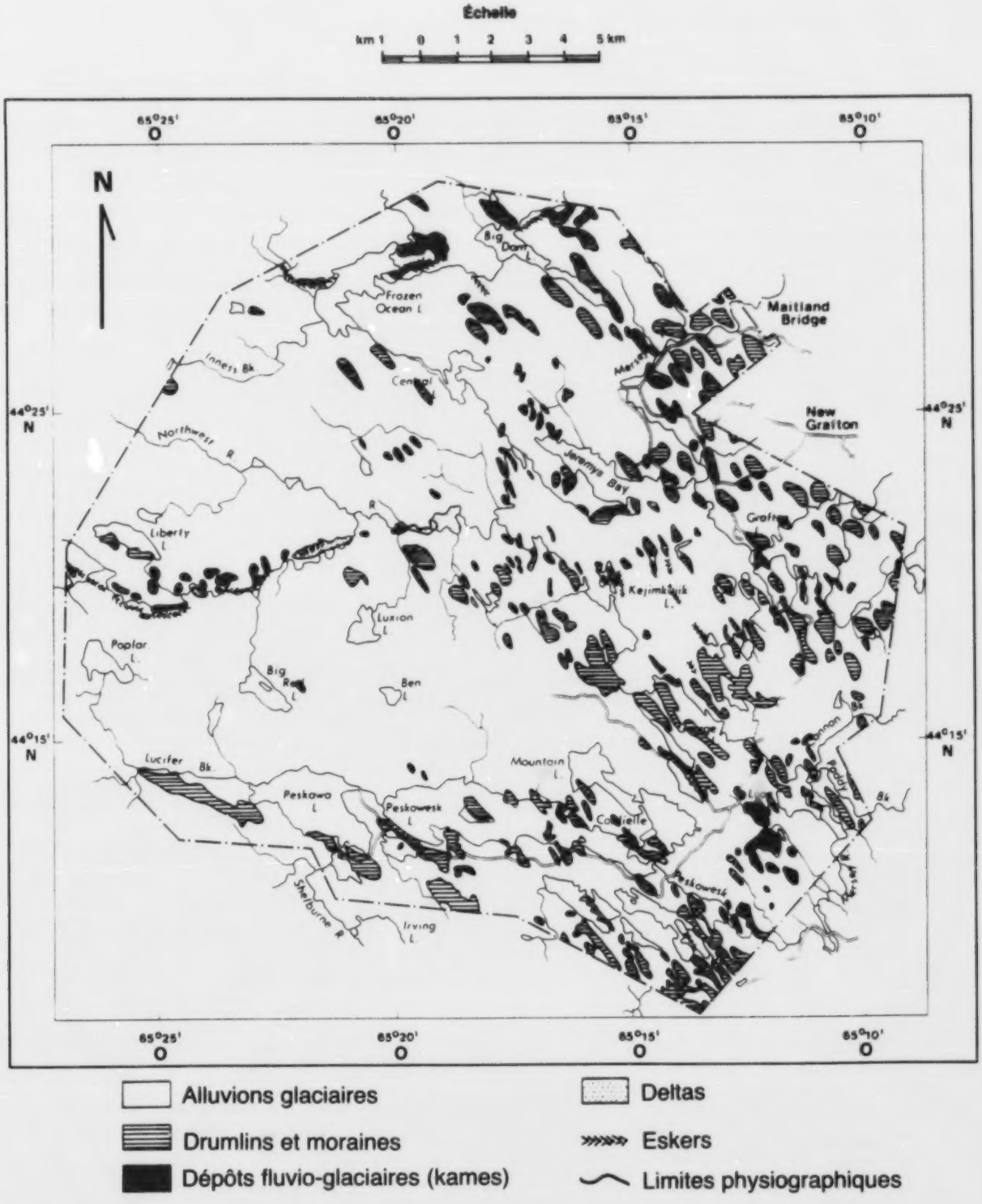

Figure 3.4. Formes de terrains et dépôts de surface dans le parc national Kejimkujik.

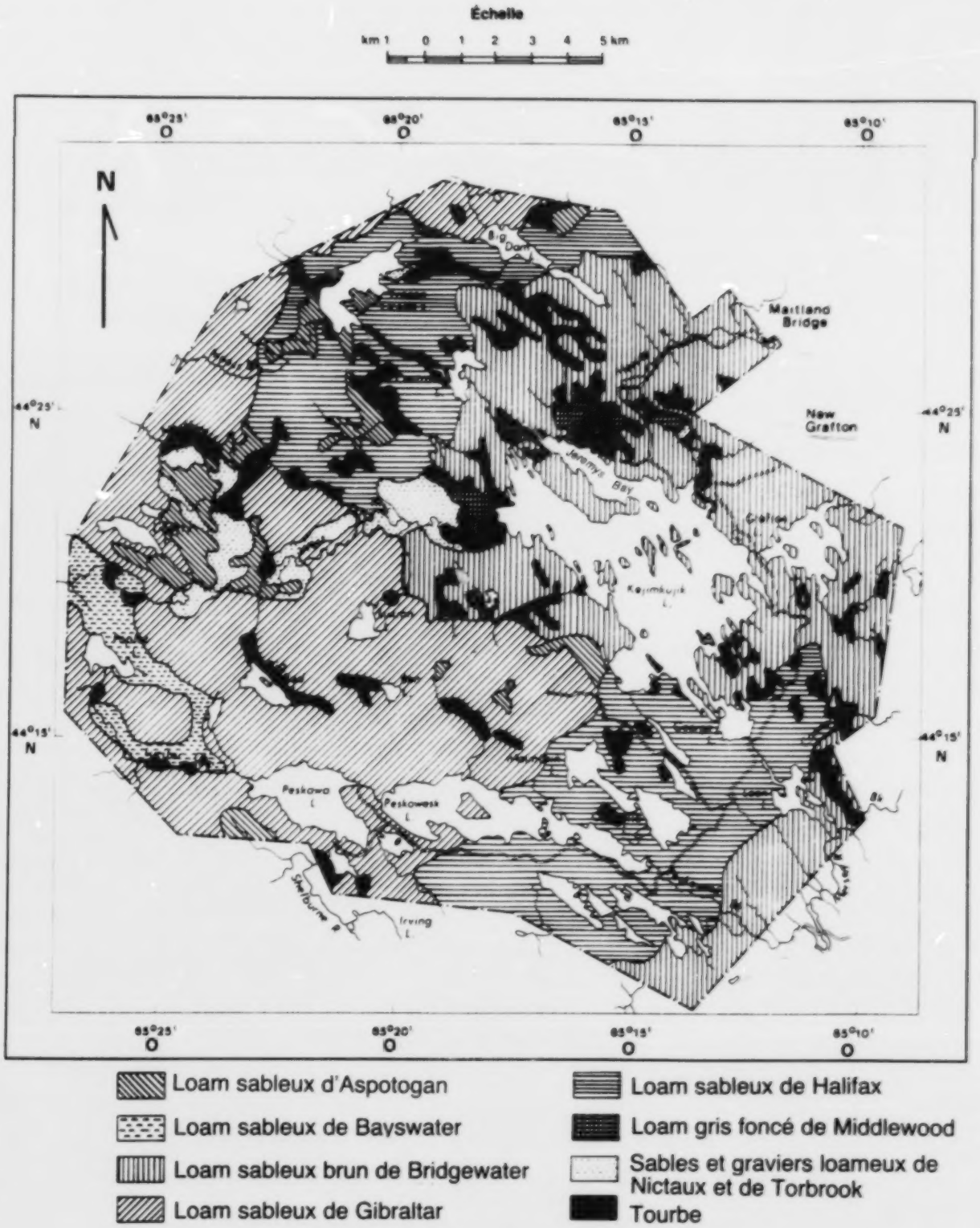

Figure 3.5. Sols du parc national Kejimkujik.

4.0 CLASSIFICATION ET VÉGÉTATION DES TERRES HUMIDES

4.1 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Selon les dernières études du rôle des terres humides dans l'acidification des eaux de surface (Environmental and Social Systems Analysts, 1986; Gorham *et al.*, 1984; Gorham *et al.*, 1986; Anderson, 1986), le type et l'emplacement des terres humides dans un bassin hydrographique jouent un rôle déterminant, et l'estimation du pourcentage des eaux de drainage du bassin qui traversent ces terres humides faciliterait l'interprétation et la prédiction de l'influence qu'exercent ces milieux sur les caractéristiques chimiques de ces eaux. Il a été observé que ce rôle est d'autant plus important que les terres humides sont isolées de la nappe phréatique régionale. Nous avons donc décidé, pour cette première caractérisation floristique, de ne prélever d'échantillons que dans les terres humides contiguës à des eaux de surface (c'est-à-dire en bordure des cours d'eau et des lacs) des trois bassins susmentionnés. Nous avons en outre décidé d'insister sur les fens et les bogs non arborés, même si un nombre suffisant de terres humides arborées (par exemple les marécages à feuillus) serait échantillonné pour la caractérisation préliminaire de la végétation. Les premiers travaux de terrain ont été effectués par G. Wickware de Wickware Associates Inc., ainsi que par C. Rubec et I. Kessel-Taylor d'Environnement Canada.

Les échantillons ont été prélevés en 1986 dans, en tout, 32 terres humides des divers bassins principaux et secondaires du parc. Pour faciliter le travail et l'utilisation ultérieure des données par les organismes de surveillance, les terres humides du bassin du lac Kejimkujik ont été choisies dans six bassins secondaires : des rivières Mersey, Little et West; de la baie Jeremys; des ruisseaux Atkins Meadow et Mount Tom. L'emplacement des 32 postes d'échantillonnage est montré à la figure 4.1.

Des cartes de la répartition, du type et de la superficie des terres humides dans chacun des bassins principaux et secondaires ont été dessinées à partir des cartes biophysiques au 1/12 500 (Gimbarzevsky, 1975). Les polygones repérés ont été vérifiés au moyen de photographies en couleur prises à l'échelle de 1/10 000, à partir desquelles nous avons interprété le type physionomique des terres humides. La superficie délimitée par l'enquête comme occupée par des terres humides n'englobait pas toutes les stations imparfaitement drainées qui peuvent être couvertes de couches organiques de surface de 10 à 20 cm d'épaisseur, les couches LFH du système canadien de classification des sols (Comité canadien de la classification écologique du territoire, 1978), qui comprennent souvent des sphaignes et dont les percolats peuvent renfermer beaucoup d'acides organiques. Ces stations n'ont pas fait l'objet de prélèvements durant les reconnaissances de 1986.

Les données de terrain ont été collectées en août 1986, période habituelle d'étiage dans la région, à la fin de l'été. Malheureusement, comme l'été 1986 a été extrêmement pluvieux, le niveau de tous les lacs et cours d'eau était anormalement élevé. Comme la plupart des terres humides bordent les rives des lacs et des cours d'eau, il a été difficile de prélever les échantillons, notamment ceux de la végétation. Dans de nombreuses terres humides visitées, les lieux étaient couverts d'une épaisseur de 0,5 à 1,0 m d'eau, si l'on excepte les bogs perchés et les terres humides indirectement reliées à un lac ou à un réseau fluvial.

À l'aide de photographies couleur prises du haut des airs à l'échelle de 1/10 000, nous avons identifié une fraction représentative des types de terres humides dans chacun des bassins principaux et secondaires, en vue de prélèvements sur place. Lorsque la profondeur de l'eau l'a permis, nous avons établi des parcelles de relevé de 10 m sur 10 m, selon l'association végétale dominante de chaque terre humide. Lorsque plus d'une association dominait, nous avons établi autant de parcelles qu'il le fallait. Chaque parcelle a été examinée quant aux espèces présentes. Ces dernières ont été enregistrées sur un formulaire normalisé, selon la hauteur, la strate et le pourcentage de couverture. Ce dernier a été estimé à l'oeil, à la tranche de 5 % près.

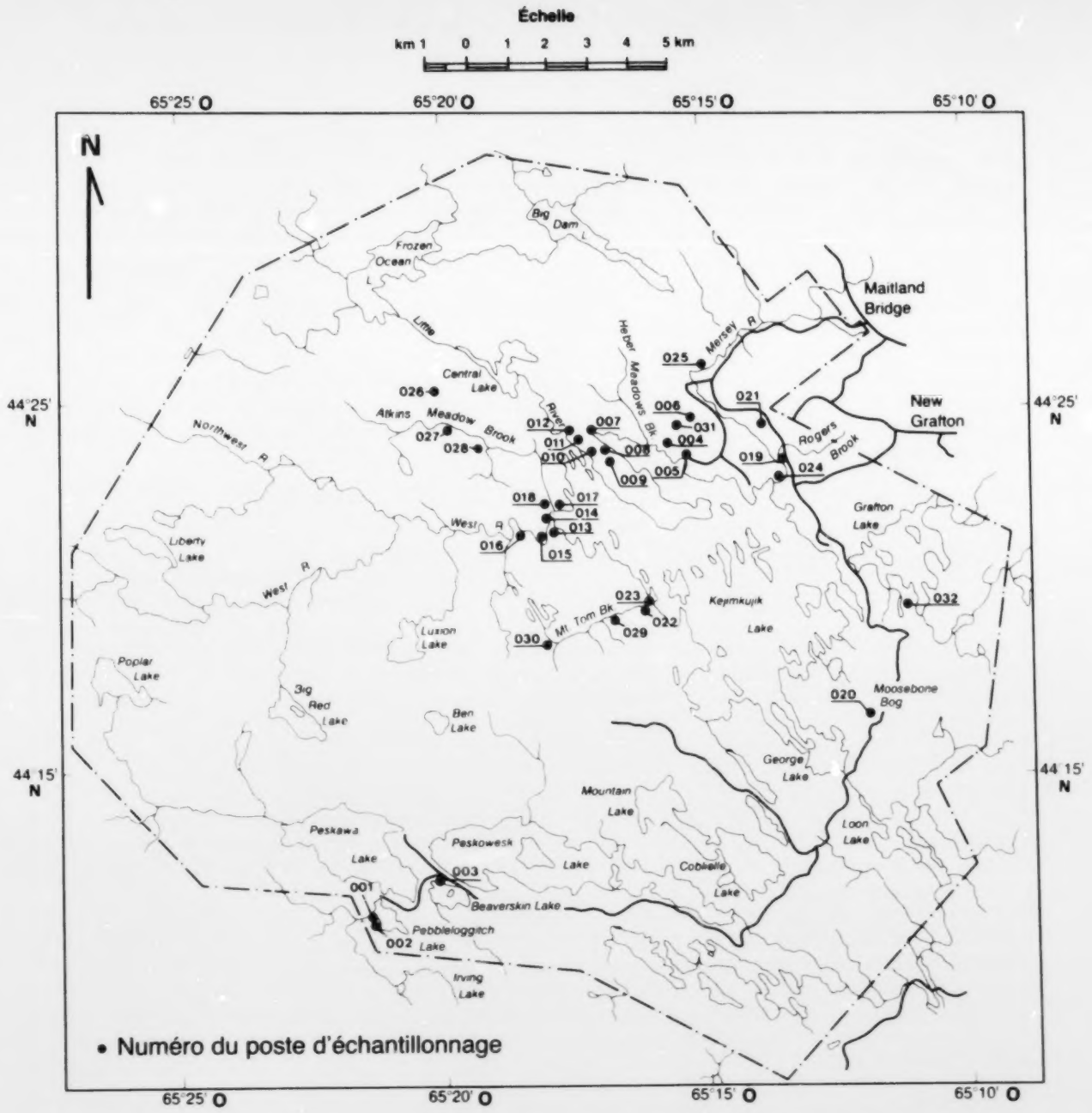

Figure 4.1. Points de prélèvement dans les tourbières du parc national Kejimkujik, en 1986.

Toutes les stations décrites sont classées selon leur caractère physionomique, au moyen du système de classification des terres humides du Canada. (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987). Nous avons également noté l'emplacement des stations, c'est-à-dire contigu à un lac, à un petit cours d'eau (par exemple les ruisseaux Mount Tom ou Atkins Meadow) ou à un grand cours d'eau (par exemple les rivières Little ou West).

4.2 DISCUSSION

Dans le bassin du lac Kejimkujik et dans chacun des six bassins secondaires, les terres humides occupent une proportion notable de la superficie. Le tableau 4.1 résume la superficie en terres humides dans chacun des six bassins secondaires. Cette proportion varie de 10 % dans le bassin du ruisseau Mount Tom à 31 % dans celui de la baie Jeremys. Comme la région étudiée se limitait au parc national Kejimkujik, nous n'avons pas tenu compte des superficies de bassins ni des taux occupés par des terres humides qui étaient extérieurs au parc.

Nous avons construit des tableaux comparatifs de la composition floristique (tableau 4.2) pour les divers types physionomiques de terres humides et les bassins secondaires du bassin du lac Kejimkujik du bassin étalonné pour les besoins du programme TADPA. L'inondation à la grandeur de certaines stations durant la période d'échantillonnage d'août 1986 a rendu difficile l'évaluation du complexe floristique de toutes les stations, de sorte que la liste du tableau 4.2 est incomplète. On n'y trouve que les espèces observées sur place, habituellement celles qui émergeaient de l'eau.

4.2.1 *Marécages*

Les marécages à feuillus, que l'on reconnaît normalement à leur couvert d'érables rouges, sont caractérisés par les espèces telles que *Chamaedaphne calyculata, Myrica gale, Acer rubrum, Carex stricta, Calamagrostis canadensis, Sphagnum angustifolium* et *Sphagnum palustre* (tableau 4.2). Ces stations se trouvent ordinairement en bordure des cours d'eau, contiguës aux hautes terres, dans des zones de suintement et au bas des pentes ou dans les dépressions de la roche-mère.

4.2.2 *Bogs*

Dans le bassin, on les trouve dans une large gamme d'emplacements, y compris à la bordure des lacs (habituellement bogs à fruticée basse, au centre légèrement soulevé et à la périphérie occupée par un fen pauvre), dans les cuvettes lacustres asséchées ou dans les anses autrefois peu profondes des lacs actuels (par exemple Heber Meadow) ainsi que sur les hauteurs peu drainées, au sols acides. Ces derniers emplacements sont désignés sous l'appellation de bogs en couverture et, souvent, la profondeur de la tourbe n'y excède pas 40 cm. Sur le plan floristique, ces bogs se caractérisent, dans la région, par *Chamaedaphne calyculata, Kalmia angustifolium, Kalmia polifolia, Oxycoccos macrocarpon, Rhododendron canadense, Aronia prunifolia, Larix laricina* ainsi que par des mousses et des lichens distinctifs, dont *Sphagnum rubellum, Cladina mitis, Cladina stellaris*, et *Cladina rangiferina* (tableau 4.2).

4.2.3 *Fens*

Les fens sont le type de terres humides que l'on observe le plus souvent dans le parc et, typiquement, ils sont situés en bordure des cours d'eau et des lacs. Ils représentent une transition dans la succession des terres humides, marquant souvent le passage de l'état de richesse relative en éléments nutritifs à celui du bog ombrotrophe, pauvre en éléments nutritifs. Dans cette succession, deux conditions physionomiques générales peuvent se présenter : le fen à graminoïdes ou le fen à fruticée. Normalement, même si ce n'est pas obligatoire, le stade à graminoïdes précède le stade à fruticée.

Dans la région étudiée, la flore des fens à graminoïdes se caractérise par une couverture disséminée d'arbustes, dont le cortège comprend normalement *Spirea latifolia, Myrica gale* et *Alnus rugosa*. Les graminoïdes, qui forment souvent un tapis serré, comprennent *Carex stricta, Carex bullata* et

Calamagrostis canadensis. En outre, on observe souvent *Osmunda regalis*, *Solidago* sp. et *Sphagnum angustifolium* (tableau 4.2).

Les fens à fruticée se caractérisent par une couverture relativement ininterrompue d'arbustes hauts (2 à 4 m) ou bas (< de 2 m). Les fens à fruticée basse sont les plus communs et se caractérisent par *Chamaedaphne calyculata*, *Spirea latifolia*, *Myrica gale*, *Rhododendron canadense*, *Aronia prunifolia*, *Acer rubrum*, *Carex stricta* et *Sphagnum angustifolium* (tableau 4.2).

4.3 RÉSUMÉ

Dans le bassin du lac Kejimkujik, les tourbières non arborées peuvent couvrir jusqu'à 31 % de la superficie des divers bassins secondaires. Les principaux types de terres humides observées dans la région sont les bogs et les fens, dont les flores respectives sont caractéristiques. Les fens sont la forme la plus répandue et caractérisent souvent la bordure de la plupart des cours d'eau de la région.

Tableau 4.1. - Superficie des terres humides dans les bassins principaux et secondaires*

BASSIN	TERRES HUMIDES NON ARBORÉES (ha)	TERRES HUMIDES ARBORÉES (ha)	TOTAL DES TERRES HUMIDES (ha)	SUPERFICIE TOTALE DU BASSIN (ha)	TERRES HUMIDES (%)	TERRES HUMIDES NON ARBORÉES (%)	TERRES HUMIDES ARBORÉES (%)
Lac Kejimkujik	-	-	-	-	16	-	-
Sous-bassins:							
Rivière Mersey	113	63	176	2965	6	4	67
Ruisseau Hebei Meadows	92	210	302	959	32	10	31
Rivière Little	116	332	449	1480	30	8	27
Rivière West	100	102	202	1762	11	6	55
Ruisseau Atkins Meadow	164	148	312	1460	21	11	52
Ruisseau Mount Tom	65	74	139	1375	10	5	50
Lac Pebbleloggitch	30	-	30	181	-	17	-
Lac Beaverskin	-	7	7	135	5	-	-

1 ha = 0,01 km²

*Selon l'estimation des limites des bassins

Tableau 4.2. Caractéristiques floristiques des stations visitées dans les bassins TADPA du parc national Kejimkujik

COMPOSITION FLORISTIQUE	BOGS				FENS (à fruticée)					FENS (à graminoïdes)				MARÉCAGES			
	Ruiss. Heber Meadows	R. West	Ruiss. Atkins Meadow	Lac Pebble-loggitch	Ruiss. Heber Meadows	R. Little	R. West	Ruiss. Mount Tom	Ruiss. Atkins Meadow	R. Mersey	Ruiss. Mount Tom	R. Little	Ruiss. Atkins Meadows	Ruiss. Heber Meadows	Ruiss. Atkins Meadows	Ruiss. Mount Tom	Lac Beaver-skin
Nbre de terres humides	2	2	1	2	4	2	2	2	1	3	1	1	3	1	1	1	1
Arbres																	
Acer rubrum														x	x	x	x
Pinus strobus																	
Picea mariana																	
Larix laricina																	
Arbrisseaux																	
Chamaedaphne calyculata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	
Ledum groenlandicum	x		x						x								x
Kalmia angustifollum	x	x	x	x	x		x										
Kalmia polifolla	x	x	x	x					x								
Picea mariana	x	x															x
Empetrum nigrum	x	x															
Oxycoccos microcarpon	x		x	x						x							
Gaylussacia baccata		x	x														
Vaccinium angustifollum	x																
Spirea latifolla					x	x	x	x		x	x	x	x		x		
Myrica gale				x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x
Rhododendron canadense		x	x	x	x	x	x	x	x				x		x		
Aronia prunifolla	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x			
Larix laricina	x	x	x													x	
Alnus rugosa											x		x				
Acer rubrum					x	x		x		x						x	x
Oxycoccos macrocarpon				x		x		x		x		x					x
Pinus strobus	x	x	x														
Viburnum cassinoides																	
Andromeda glaucophylla																	
Gaultheria procumbens			x														
Sorbus decora																x	
Herbes																	
Coptis trifolia		x	x												x		
Solidago spp.	x		x														
Lysimachia terrestris					x												
Iris versicolor					x					x			x			x	
Drosera rotundifolla																	
Lucopus uniflora											x					x	
Sarracenia purpurea	x			x				x									
Trientalis borealis																	x
Mitella nuda																	x
Mitchelia repens																	x
Osmunda cinnamonea														x		x	x
Mianthenum canadense																	x
Aster spp.								x		x	x						
Osmunda regalis						x						x					
Woodwardii virginica						x											
Rubus chamaemorous		x															

Tableau 4.2. (Suite)

COMPOSITION FLORISTIQUE	BOGS				FENS (à fruticée)					FENS (à graminoïdes)				MARÉCAGES			
Nbre de terres humides	Ruiss. Heber Meadows 2	R. West 2	Ruiss. Atkins Meadow 1	Lac Pebble-loggitch 2	Ruiss. Heber Meadows 4	R. Little 2	R. West 2	Ruiss. Mount Tom 2	Ruiss. Atkins Meadow 1	R. Mersey 3	Ruiss. Mount Tom 1	R. Little 1	Ruiss. Atkins Meadows 3	Ruiss. Heber Meadows 1	Ruiss. Atkins Meadows 1	Ruiss. Mount Tom 1	Lac Beaver-skin 1
Herbs (suite)																	
Rhus radicans																x	
Thelypteris palustris																x	
Hypericum virginicum					x												
Smilacina trilolia																	x
Graminoïdes																	
Carex stricta		x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Carex rostrata					x		x		x			x					
Carex aquatilis																	
Carex bullata					x					x	x	x	x				
Carex oligosperma		x		x	x												
Calamagrostis canadensis						x	x			x	x	x	x	x	x	x	
Calamagrostis neglecta								x									
Dulichium arundinaccum					x												
Rhyncospora alba		x															
Scirpus caespitosus		x		x													
Eriophorum virginicum																	
Spartina pectinata										x							
Carex trisperma																	x
Eriophosum spissum																	
Gleyceria canadensis																	
Mosses et lichens																	
Sphagnum fuscum	x		x														
Sphagnum rebellum	x	x	x	x													
Sphagnum angustifolium	x			x	x	x	x		x	x	x		x	x	x		
Sphagnum palustre		x						x							x	x	
Sphagnum magellanicum	x																x
Sphagnum girgensohnii															x		
Sphagnum torreyanum								x									
Cladina mitis	x	x	x														
Cladina steliaris	x	x	x														
Cladina uncialis		x	x														
Cladina rangiferina	x	x	x	x													
Sphagnum nemoreum				x													x
Dicranum scoparium																	x
Polytrichum commune	x														x		
Dicranum spp.																	
Mnium spp.				x													

5.0 EFFETS DES SAISONS ET DE LA VÉGÉTATION SUR LES CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DES TERRES HUMIDES

5.1 PRÉLÈVEMENT D'ÉCHANTILLONS ET MÉTHODES

La deuxième étape du programme visait à déterminer l'effet des saisons sur les caractéristiques pédochimiques des terres humides et à pouvoir distinguer, par des méthodes chimiques, les types dominants de terres humides du parc (les bogs et les fens).

Nous avons prélevé des échantillons de sol et d'eau dans huit terres humides de six bassins secondaires du bassin du lac Kejimkujik : des rivières Little, Mersey et West; des ruisseaux Atkins Meadow, Heber Meadows et Rogers (figure 5.1). Dans chaque bassin secondaire, nous avons visité une terre humide, sauf dans les bassins de la rivière West et du ruisseau Heber Meadows, où les prélèvements ont été effectués en deux endroits. Aucune des terres humides visitées n'était arborée. Trois étaient des bogs : ruisseau Heber Meadows et Atkins Meadow et celle près de l'embouchure de la rivière West; les quatre autres, des fens à graminoïdes et à fruticée (Vickware, 1987). Les bogs étaient oligotrophes, comme en témoignait le tapis dense de sphaignes, tandis que les fens étaient généralement reconnaissables à la prédominance des *carex*. Nous avons répété les prélèvements d'eau et de tourbe aux mêmes endroits, à chacune des trois visites effectuées en 1987.

Ces visites ont eu lieu le 19 mai, le 14 septembre et le 24 novembre 1987, dates choisies pour coïncider à peu près avec les concentrations minimales ou maximales de l'ion sulfate (SO_4) et du carbone organique en dissolution ($C_{o.d.}$) dans les cours d'eau. Howell (1988) signale que les concentrations de SO_4 sont maximales durant la crue printanière et minimales à la fin de l'été, pour remonter de nouveau à la fin de l'automne. Le $C_{o.d.}$ connaît plutôt une évolution contraire, le minimum étant observé au printemps et à la fin de l'automne, le maximum à la fin de l'été.

Nous avons prélevé deux carottes de tourbe de 2,5 cm de diamètre à un mètre l'une de l'autre dans la première couche (50 cm supérieurs) de chaque terre humide, pour avoir une idée de la variabilité des caractéristiques chimiques de la tourbe à chaque endroit. Les lieux du prélèvement étaient généralement situés à moins de 30 m du cours d'eau vers lequel l'eau en mouvement dans la tourbe était susceptible de s'écouler plutôt que de s'évaporer comme cela eût été le cas à une plus grande distance du cours d'eau. Dans le bassin du ruisseau Heber Meadows (figure 5.1), les prélèvements se sont faits en deux endroits (2 carottes chaque fois), l'un situé à moins de 20 m et l'autre à environ 200 m du ruisseau.

Plus tard, au laboratoire, les échantillons de tourbe ont été homogénéisés dans un mélangeur, et on en a déterminé le pH au moyen d'une électrode de verre mise au contact de la tourbe, durant 30 à 60 min, pour obtenir un résultat stable. Les échantillons ont ensuite été séchés à l'air, homogénéisés de nouveau, puis lavés à l'acide chlorhydrique (HCl) et à l'acétate de baryum ($Ba(OAc)_2$). On a déterminé la capacité d'échange cationique par titrage. On a dosé le carbone total (C) de l'échantillon séché à l'air au moyen d'un analyseur Leco, l'azote total (N) par la méthode de Kjeldahl. Ensuite, on a mis à sécher l'échantillon au four, puis on l'a calciné à 550 °C et minéralisé au HCl-$HClO_4$ (acides chlorhydrique et perchlorique). L'aluminium (Al), le fer (Fe), le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le sodium (Na) et le phosphore (K) ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique, tandis que le chlorure (Cl) et le sulfate (SO_4) l'ont été par chromatographie d'échange d'ions.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à quelques mètres en amont et, également, en aval de chaque point d'échantillonnage de la tourbe. On en a analysé la couleur et les constituants ioniques. Le pH a été mesuré à l'aide d'une électrode de verre, tandis que Al, Fe, Ca et Mg ont été dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique, Na et K par photométrie de flamme, SO_4 et Cl par chromatographie d'échange d'ions. La couleur a été déterminée au moyen d'étalons au platine-cobalt

(Pt-Co). L'azote total (N) a été dosé par colorimétrie, le titre alcalimétrique de Gran par titrage et le C_{org} par minéralisation aux ultra-violets et colorimétrie. Les anions organiques ont été dosés par la méthode d'Oliver *et al.* (1983).

5.2 MÉTHODES D'ANALYSE

Nous avons calculé la moyenne de la concentration des constituants ioniques de la tourbe (habituellement deux carottes pour chaque terre humide) et de l'eau pour obtenir une seule valeur saisonnière pour chaque terre humide. Comme la variabilité des paramètres entre les différentes terres humides était grande, les moyennes ont été portées sur l'échelle du logarithme népérien ou naturel afin de tasser cet écart. Cette transformation s'est appliquée à tous les paramètres physico-chimiques, sauf le pH, la couleur, l'alcalinité et la teneur en cendres de la tourbe, ainsi le pH, la couleur, la conductivité, la turbidité, l'alcalinité et le total des cations et anions de l'eau. En effet, ces paramètres étaient peu dispersés. Nous avons ensuite préparé des graphiques sur tous les paramètres chimiques pour montrer l'amplitude et la nature des variations saisonnières.

Les données aberrantes ont été localisées à l'oeil, puis éliminées, afin d'éviter une distribution asymétrique. Pour les sept terres humides (tableaux 5.1 et 5.2), nous avons construit des tableaux montrant la moyenne saisonnière de chaque paramètre. Les terres humides ont été subdivisées en deux types (tableaux 5.3 et 5.4), selon les normes nationales de classification (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987), comme suit : les bogs, à la végétation dominée par les sphaignes, oligotrophes, recevant la plus grande partie de leurs éléments nutritifs de l'eau de pluie; les fens, davantage eutrophes, à la végétation dominée par les *carex*.

Pour les deux milieux (tourbe et eau), nous avons comparé deux à deux chaque variable saisonnière de toutes les terres humides. Cela a permis de déterminer les écarts saisonniers significatifs.

Pour les valeurs de F obtenues par l'analyse factorielle à deux niveaux factoriels de la variance par la méthode SAS GLM (Joyner, 1985), nous avons déterminé le degré de signification (probabilité) pour une comparaison croisée (terre humide, saison), les pondérations inégales étant corrigées selon la méthode décrite par Snedecor et Cochran (1967). La pondération des données était inégale parce que, parfois, une seule carotte de tourbe, plutôt que deux, avait été prélevée dans une terre humide, ce qui provoquait une distorsion dans la distribution des données. La correction de cette distorsion est nécessaire pour normaliser les données (Snedecor et Cochran, 1967). La probabilité que l'écart entre deux saisons soit due au hasard est groupée selon trois seuils de signification : 0,10, 0,05 et 0,01 (tableaux 5.1 et 5.2). Chaque paramètre de la tourbe et de l'eau a été soumis à trois de ces comparaisons : mai avec septembre, mai avec novembre et septembre avec novembre.

L'analyse de la variance a également porté sur chaque variable afin de vérifier la différence entre les bogs et les fens. Encore une fois, nous avons déterminé des degrés de signification par un test F comme ci-dessus. Dans ce cas, toutefois, la comparaison était emboîtée plutôt que croisée. Le degré d'emboîtement était double : chaque échantillon (deux par terre humide) emboîté à l'intérieur de la terre humide et chaque terre humide emboîtée dans le type (bog ou fen). La probabilité d'un écart aléatoire entre les paramètres chimiques des bogs et des fens a été groupée selon deux seuils de signification : 0,10 et 0,05 (tableaux 5.1 et 5.2). Nous n'avons pas déterminé le degré de signification des moyennes annuelles en raison des difficultés théoriques de l'opération.

La variabilité individuelle des caractéristiques chimiques de la tourbe est importante en raison de la petitesse relative de l'échantillon, tant par le nombre de carottes (14 échantillons) que de terres humides (7 endroits). Si la variance entre les paires de carottes de tourbe prélevées en même temps, à 1 m de distance dans chaque terre humide, excède la variance entre les terres humides pour un paramètre donné, alors l'écart entre les variations saisonnières ou entre les types de terres humides (bogs et fens) n'est pas significatif. Aux tableaux 5.1 à 5.4, plusieurs des écarts entre les saisons de

même qu'entre les types de terres humides ne sont pas significatifs (c'est-à-dire $p > 0,10$). Le plus souvent, cela est dû aux forts écarts entre les terres humides plutôt qu'entre les deux carottes prélevées dans chaque terre humide. Les écarts entre chaque échantillon de terre humide sont relativement faibles, ce que montre le tableau 5.5 où la valeur de F de chaque paramètre de la tourbe a été calculée par une analyse de la variance à un facteur au moyen de la méthode SAS GLM (Joyner, 1985).

La valeur de F (tableau 5.5) est le rapport de la moyenne quadratique de chaque paramètre de chaque carotte à la moyenne quadratique pour toutes les terres humides. La probabilité d'événement fortuit (seuils de signification) est également donnée. À $F = 1$, la probabilité est de 0,50. À mesure que F augmente, la probabilité diminue vers zéro. Au seuil de signification de $p = 0,05$, F se situe généralement entre 3 et 4.

La plupart des valeurs de F du tableau 5.5 sont relativement élevées ($F > 4$), et la probabilité est faible ($p < 0,05$), ce qui signifie que la variance des caractéristiques chimiques à l'intérieur de chaque terre humide (c'est-à-dire entre chaque carotte prélevée en même temps) est beaucoup plus faible que la variance entre les terres humides. Ainsi, aux tableaux 5.1 à 5.4, c'est la variabilité entre les terres humides et non la variabilité interne qui explique généralement la plupart des cas où les écarts saisonniers ou les écarts entre les terres humides n'étaient pas significatifs.

5.3 RÉSULTATS

Les concentrations de H, Al, Fe, Ca, Mg, Na, K, SO_4 et Cl dans la tourbe sont en $mg \cdot g^{-1}$, et en $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau (tableaux 5.1 à 5.4). Pour la tourbe, la grandeur est pratique, parce que les caractéristiques chimiques de ce milieu ne peuvent pas s'exprimer selon le volume. La concentration des anions organiques dans l'eau est donnée en $meq \cdot L^{-1}$. La teneur en cendres et la concentration de C et de N dans la tourbe sont en % du poids sec. La capacité d'échange cationique (CEC) est donnée en milliéquivalents par 100 grammes ($meq \cdot 100\ g^{-1}$) de sol sec.

Le bilan ionique des eaux (c'est-à-dire concentration totale des cations moins celle des anions/concentration totale des cations plus celle des anions) se situe dans l'intervalle de 10 % de la variabilité acceptable (Howell, comm. pers.). Dans le cas de la tourbe, il n'est pas nécessaire de dresser le bilan des cations et des anions, le bilan de ces paramètres étant établi par les matières colloïdales du sol. Le nombre beaucoup plus grand de cations traduit la charge surtout négative des colloïdes organiques.

5.4 VARIATIONS SAISONNIÈRES

Certains paramètres chimiques de la tourbe, y compris Na, K, Mg, Ca, Fe, Al, H, C et N, ainsi que la CEC et le rapport C/N (tableau 5.1) ont subi des variations saisonnières importantes, mais seulement en certaines saisons, si on excepte C, N et le rapport C/N. Les variations significatives ont été particulièrement nombreuses entre mai et novembre, ce qui porte à croire à un cycle annuel de ces paramètres (du printemps à l'automne) plutôt qu'à un cycle qui se répète deux fois dans l'année (c'est-à-dire du printemps à l'été et de l'été à l'automne). Le cycle peut être corrélé à des variations saisonnières de la concentration de H, qui, à son tour, est reliée au cycle hydrologique (fluctuations de la nappe phréatique), lequel influe sur la production d'acides organiques. Il est bien connu que la solubilité de Al et de Fe dépend fortement du pH (Shotyk, 1988). La CEC des colloïdes organiques dépend également beaucoup du pH (Stevenson, 1982). Comme le pH diminue de mai à novembre, les concentrations de Al semblent diminuer. Toutefois, contrairement aux prévisions, les concentrations de Fe et la CEC augmentent, ce qui porte à croire que d'autres facteurs sont en l'occurrence déterminants.

Entre mai et novembre, la concentration d'hydrogène dans la tourbe augmente considérablement. Cette augmentation s'accompagne d'une augmentation semblable et attendue de H dans les cours d'eau (tableau 5.2). L'accroissement de H dans les cours d'eau s'accompagne d'une baisse significative de l'alcalinité. L'accroissement de H dans l'eau à cette époque correspond également à une augmentation significative des concentrations des anions organiques. Nous avons prévu une fluctuation significative des concentrations de SO_4 dans le sol. Le stockage de l'ion sulfate dans les terres humides fluctue souvent sous l'effet de l'oxydation et de l'entraînement du soufre à cause des fluctuations saisonnières de la nappe phréatique (Bayley *et al.*, 1986). Toutefois, SO_4 ne montre pas de tendance saisonnière significative dans la tourbe, même si l'augmentation de la concentration dans l'eau, de mai à novembre, est significative. Le bilan de l'acidité de la tourbe semble déterminé surtout par le rapport C/N, qui régularise la production d'anions organiques plutôt que par SO_4, tandis que l'acidité de l'eau est déterminée à la fois par les anions organiques et les anions minéraux. Howell (1988) et Kerekes *et al.* (1986) ont également observé que l'acidité des cours d'eau des environs du parc Kejimkujik est déterminée par les deux types d'ions.

Dans l'ensemble, les données montrent que, dans les cours d'eau du bassin du lac Kejimkujik, le cycle du SO_4 ne s'accompagne pas d'un cycle notable de l'ion dans le sol des bogs et des fens. Toutefois, la concentration de SO_4 dans les cours d'eau peut encore être déterminée par de petites variations des concentrations de SO_4 dans le sol, même insignifiantes. De petites variations des caractéristiques pédochimiques peuvent se traduire par des variations très grandes des paramètres chimiques de l'eau, la concentration des éléments dans le sol dépasse leur concentration dans l'eau d'un ordre de puissance multiple. Il faudrait étudier les variations saisonnières de la concentration de SO_4 dans l'eau de porosité des terres humides de la région pour le confirmer. Une autre explication des phénomènes observés serait que la concentration de SO_4 dans les cours d'eau est davantage déterminée par les apports des hautes terres contiguës que par les apports des sols des terres humides.

Howell (1988) a signalé de fortes augmentations des concentrations d'anions organiques dans les cours d'eau à la fin de l'été, dans la région. La production d'acides organiques semble dépendre du rapport C/N dans la tourbe (tableau 5.1). Ce rapport diminue considérablement entre mai et novembre (tableau 5.1), ce qui correspond à une augmentation de la concentration des anions organiques dans les cours d'eau (tableau 5.2). Le rapport C/N donne également une idée de la vitesse d'oxydation de la matière organique (Stevenson, 1982). Avec la décomposition et l'oxydation, ce rapport diminue vu que C est consommé par l'activité microbienne, tandis que N varie moins. La décomposition microbienne donne des produits secondaires tels que les acides organiques, le dioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4). La concentration de H et le rapport C/N sont inversement proportionnels en vertu d'un processus de rétroaction positive. Avec l'augmentation de H, l'activité microbienne diminue et le rapport C/N augmente avec, en même temps, production d'acides organiques. Le rapport C/N et son effet sur H sont déterminés par le cycle hydrologique. À la fin de l'été, les augmentations signalées des concentrations d'anions organiques s'expliquent probablement par l'abaissement de la nappe phréatique et par l'oxydation accrue du carbone.

Les concentrations de H étaient beaucoup plus élevées dans la tourbe que dans l'eau. Les acides organiques sont surtout concentrés dans la couche limite contiguë à la matière solide de la tourbe. Le pH de la tourbe est très variable, de 2,6 (ruisseau Heber Meadows) à 3,9 (rivière Mersey). Le pH de l'eau varie entre 4,2 (ruisseau Heber Meadows) et 6,8 (ruisseau Rogers).

Dans l'eau, le nombre de modifications saisonnières significatives des paramètres chimiques est plus grand que dans la tourbe et le degré de signification de ces changements est plus élevé. Entre mai et novembre, la concentration de tous les cations et anions, à l'exception de Na et de K (qui diminue) augmente. Des augmentations semblables ont été signalées pour les autres ions par Howell (1988) dans plusieurs cours d'eau du parc. En contraste, durant cette période, seules les concentrations de H, Fe, Ca et N ont augmenté dans la tourbe.

Si l'on calcule les paramètres chimiques de l'eau en milligrammes par gramme, c'est-à-dire en unités de masse comme on le fait pour la tourbe, les variations saisonnières sont très petites comparativement aux variations qui ont lieu dans la tourbe, et les concentrations de métaux ont un ordre de puissance multiple plus petit dans la tourbe. Cela montre l'action considérable de stockage de cette dernière. Les écarts les plus considérables concernent Al et Fe, dont les concentrations dans la tourbe sont de l'ordre de 10^6 et 10^5 fois plus élevées que dans l'eau, respectivement. Les concentrations de Ca, Mg, K, Na et SO_4 sont de l'ordre de 10^2 à 10^3 fois plus élevées dans la tourbe que dans l'eau, celles des cations totaux et des anions totaux de l'ordre de 10^5 et 10^3 fois plus élevées, respectivement. Dans la tourbe, Al constitue plus de 80 % des cations totaux, tandis que dans l'eau, il n'en constitue qu'une petite fraction.

Le rapport très élevé des cations aux anions, dans la tourbe (67/1 en novembre et 95/1 en septembre), traduit la charge négative des colloïdes organiques. En contraste, dans les cours d'eau, l'équilibre des charges est maintenu, ce qui conserve l'électroneutralité du milieu. L'abondance relative des cations métalliques dans la tourbe, déterminée selon les moyennes annuelles (non montrées au tableau 5.1), est comme suit : Al > Fe > K > Na > Mg > Ca, dont les concentrations respectives sont 12,66 > 3,17 > 1,58 > 1,21 > 0,46 et > 0,26 $mg \cdot g^{-1}$. Dans les cours d'eau, par contraste, l'abondance relative des cations est comme suit : Na > Ca > Al > Mg = Fe > K, les concentrations étant respectivement de 3,19 > 0,63 > 0,57 > 0,47 = 0,47 > 0,29 $mg \cdot L^{-1}$. Dans la tourbe, l'abondance des éléments s'ordonne à peu près selon une série lyotrope qui reflète l'effet combiné du rayon ionique et de la densité de charge de l'ion (Taliburdeen, 1981). Font exception Ca et Mg, bivalents, permutés avec Na et K, monovalents. Ceci porte à croire à la surabondance de Na et K dans l'apport des oligoéléments, probablement en raison du dépôt atmosphérique d'origine océanique.

5.5 CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DES BOGS ET DES FENS

Plusieurs différences chimiques notables ont été observées entre les bogs (dominés par une végétation de sphaignes) et les fens (à graminoïdes). Les bogs comprenaient les terres humides des ruisseaux Heber Meadows et Atkins Meadow ainsi que du cours inférieur de la rivière West (figure 5.1). La strate de lichens et de mousses est caractérisée par *Cladina stellaris*, *Cladina mitis*, *Cladina rangiferina*, *Sphagnum fuscum*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum angustifolium* et *Polystrichum commune*. La strate de la fruticée haute et de la fruticée basse est dominée par *Chamaedaphne calyculata*, *Kalmia angustifolium*, *Ledum groenlandicum*, *Kalmia polifolia*, *Empetrum nigrum* et *Oxycoccos macrocarpon*. Les fens se caractérisent par diverses espèces frutescentes et graminoïdes, l'absence de sphaignes étant remarquable et traduisant une plus grande richesse en éléments nutritifs. La strate des graminoïdes est caractérisée par *Carex stricta*, *Calamagrostis canadensis*, *Carex rostrata* et *Carex bullata*, tandis que dans la strate frutescente prédominent *Spirea latifolia*, *Myrica gale*, et *Alnus rugosa*. Enfin *Osmunda regalis*, *Solidago* spp. et *Sphagnum angustifolium* sont communs.

Les caractéristiques chimiques de la tourbe montraient de façon évidente des différences significatives (à $p < 0,10$) entre les bogs et les fens, notamment quant aux concentrations de H, Al, Fe, Na, K, à la teneur en cendres et en cations totaux ainsi qu'au rapport C/N (tableau 5.3). Des écarts considérables ont été observés à l'égard de Ca, de C et des anions totaux, mais à un degré de signification supérieur ($p = 0,10$ à $0,20$). Les valeurs supérieures à $p = 0,10$ ne sont pas montrées dans le tableau 5.3. Les écarts significatifs étaient beaucoup moins nombreux à $p < 0,05$. On n'a observé presque aucun écart significatif dans les paramètres de l'eau (tableau 5.4) des bogs et des fens. Les cours d'eau arrosaient une variété de bogs et de fens ainsi que des hautes terres couvertes de végétation. Leurs paramètres chimiques traduisent ces influences diverses. Ainsi, on ne s'attendait à aucune caractéristique significative, particulièrement dans les gros bassins hydrographiques, même si les paramètres chimiques différents des bogs et des fens pouvaient se réfléter dans les apports vers les petits bassins hydrographiques.

Dans l'ensemble, la concentration annuelle de H dans la tourbe des bogs était trois fois supérieure à celle que l'on observe dans les fens, soit 0,912 $mg \cdot L^{-1}$ contre 0,275 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de Al, Fe, Ca, Na et K dans les bogs étaient à peu près deux fois moins élevées que dans les fens, ce qui traduit le caractère plus eutrophe de ceux-ci. Contrairement aux autres ions, Mg, Cl, SO_4 et les anions totaux n'ont pas montré les écarts annuels ou les écarts saisonniers tranchés que l'on observe chez les autres ions entre les bogs et les fens.

Même si le CEC était notablement plus élevé dans les bogs que dans les fens, les concentrations de cations totaux étaient plus faibles, ce qui traduit la nature plus oligotrophe des bogs. Les concentrations constamment plus élevées du rapport C/N que l'on observe dans les bogs portent à croire que l'oxydation du carbone par l'activité microbienne est également moins intense dans ces milieux. Cela est probablement dû aux concentrations plus fortes de H qui accompagnent généralement les sphaignes, au détriment de l'activité microbienne. Les invasions successives des terres humides par les sphaignes agissent comme un mécanisme de rétroaction positive à l'encontre de l'alcalinité et favorisent l'établissement de conditions oligotrophes (Gorham *et al.*, 1987). L'accroissement de l'acidité et la diminution de l'oxygénation consécutives à l'invasion de sphaignes diminuent davantage l'apport des cations ordinaires et accroissent la compétitivité de ces espèces au détriment des autres (Goodwin et Zeikos, 1987). Le phénomène ralentit également la décomposition, ce qui, à son tour, favorise l'accumulation de tourbe et l'interruption graduelle des apports d'éléments nutritifs ainsi que la mise en place de conditions oligotrophes et, finalement, ombrotrophes.

Même si tous les processus de l'évolution du fen au bog n'ont pas été déterminés de façon concluante, les chercheurs ont identifié les caractéristiques de stations qui se situent dans cette évolution. Selon les relevés des tourbières de la Suède et du Minnesota, les terres humides se classent selon une répartition bimodale du pH, les fens se situant au pH de 6, les bogs au pH de 4. Peu de stations se trouvent à des valeurs intermédiaires. Une répartition bimodale semblable concerne le taux de saturation en bases, la plupart des tourbes de fens se situant à plus de 50 %, les tourbes des bogs à moins de 25 %. Les terres humides dont les valeurs sont intermédiaires sont considérées comme évoluant vers les bogs (Gorham *et al.*, 1987) et elles peuvent être classées comme des fens pauvres. Pendant que les terres humides évoluent de la minéralotrophie à l'ombrotrophie, la teneur en cendres diminue et la saturation en bases chute à des taux très faibles, les apports en éléments nutritifs des eaux souterraines et des eaux de surface étant interrompus. Les fens dont le pH $\leq$ 5, dont la concentration de Ca dans l'eau de surface est < 3 à 5 $mg \cdot L^{-1}$ et dont la saturation en bases est faible (de 25% à 50 %) évoluent vraisemblablement vers l'état de bog (Gorham *et al.*, 1987; Gorham, 1953).

Dans cette étude, les caractéristiques chimiques des fens montrent que ces milieux sont bien engagés dans cette évolution. Les pH et les concentrations des cations de base sont très faibles dans les fens à graminoïdes (pH annuel moyen de 4,58; concentration de Ca de 0,70 $mg \cdot L^{-1}$ d'après les dosages de l'eau de porosité). En général, selon leur pH et l'équilibre nutritif, on pourrait plus convenablement les classer dans la catégorie des fens extrêmement pauvres (Sjörs, 1950). Les terres humides de cette catégorie sont considérées comme des plus vulnérables aux apports anthropiques acides (Gorham *et al.*, 1987). Ces fens ne disposent pas d'une réserve suffisante de cations de base pour tamponner les charges acides considérables. Gorham *et al.* (1987) laisse entendre que le dépôt acide accélère la rétroaction positive décrite ci-dessus, en favorisant l'invasion par les sphaignes. Par exemple, *Sphagnum angustifolium*, espèce acidophile, est présente dans beaucoup de fens. *Sphagnum magellanicum* et *Sphagnum fuscum*, fortement acidophiles, sont observés en buttes isolées dans certains des fens, même si leur densité reste tout à fait faible. Dans l'ensemble, le taux peu élevé de cations de base dans les fens et la présence de sphaignes portent à croire à des conditions favorables à une succession rapide de la végétation vers les espèces plus acidophiles.

5.6 RÉSUMÉ

Les recherches de 1987 donnent un aperçu de la dynamique saisonnière de la chimie des terres humides du parc national Kejimkujik. Les principaux ions et le pH connaissent des modifications saisonnières considérables dans la tourbe. Les variations saisonnières de l'acidité semblent dépendre surtout du rapport C/N et de la production d'acides organiques plutôt que des acides minéraux associés à SO_4. Dans les cours d'eau, les principaux ions subissent un nombre plus grand et plus significatif de modifications saisonnières. Dans l'eau, les variations saisonnières de l'acidité dépendent tant du SO_4 que des anions organiques.

Entre les bogs et les fens, on observe également des écarts chimiques considérables dans le cortège des principaux ions. Toutefois, les fens sont généralement très déficients en cations de base, et le pH y est faible, ce qui montre qu'ils sont probablement en évolution vers l'état de bog. À ce titre, ils sont dotés d'un faible pouvoir tampon et sont considérés, de ce fait, comme vulnérables aux dépôts acides.

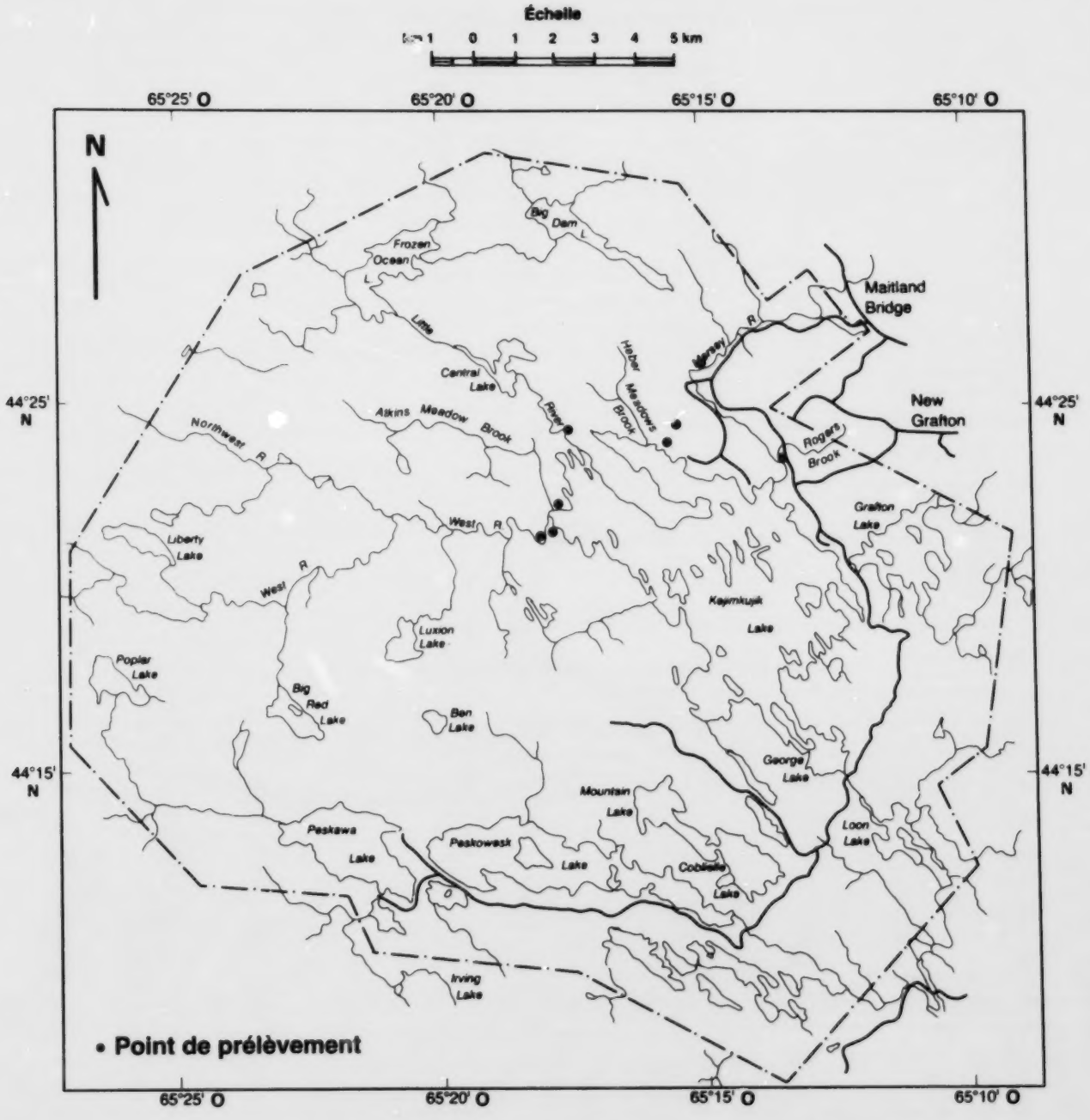

Figure 5.1. Points de prélèvement dans les tourbières du parc national Kejimkujik, en 1987.

Tableau 5.1 Moyennes saisonnières des paramètres chimiques de la tourbe**

	Mai	Erreur type	MS	Sept.	Erreur type	SN	Nov.	Erreur type	MN
pH	3,51	3	3)	3,33	3	-	3,26	4	3)
H ($mg \cdot L^{-1}$)	0,31	3	3)	0,47	3	-	0,55	4	3)
Al	14,00	28	-	12,73	25	-	11,26	21	2)
Fe	2,56	30	-	2,02	15	3)	4,93	15	3)
Ca	0,15	31	1)	0,31	33	-	0,32	17	3)
Mg	0,63	30	-	0,40	13	2)	0,35	20	2)
Na	2,85	20	3)	0,41	28	-	0,37	18	2)
K	2,32	27	1)	1,11	27	-	1,29	27	3)
SO_4	0,88	23	-	0,80	21	-	0,87	18	-
Cl	0,14	10	-	0,03	29	3)	0,30	32	-
C total (%)	43,14	15	1)	45,33	9	1)	38,34	14	2)
N total (%)	1,49	12	1)	1,83	8	1)	1,78	7	1)
C/N	28,93	22	1)	24,75	13	2)	21,52	15	2)
CEC ($meq \cdot 100\ g^{-1}$)	82,33	11	-	76,05	8	1)	97,23	10	3)
Total									
Anions ($meq \cdot g^{-1}$)	0,02	24	-	0,02	20	-	0,03	21	-
Cations ($meq \cdot g^{-1}$)	1,94	20	-	1,62	23	-	1,61	18	-

Erreur type : erreur type par rapport à la moyenne, en %

Variations saisonnières

MS : de mai à septembre
SN : de septembre à novembre
MN : de mai à novembre

Écarts de la moyenne saisonnière (tableaux 5.1 et 5.2) significatifs aux seuils de :

1) $p < 0,10$
2) $p < 0,05$
3) $p > 0,01$

** : 8 terres humides, 14 échantillons. Toutes les grandeurs en $mg\,g^{-1}$, sauf indication du contraire.

Tableau 5.2. Moyennes saisonnières des paramètres chimiques de l'eau**

	Mai	Erreur type	MS	Sept.	Erreur type	SN	Nov.	Erreur type	MN
pH	4,84	4	3)	5,48	4	3)	4,43	2	2)
H	0,15	4	3)	0,003	4	3)	0,037	2	3)
Al	0,16	15	-	0,14	10	2)	0,27	15	3)
Fe	0,23	13	3)	0,81	24	2)	0,37	11	3)
Ca	0,45	12	2)	0,66	17		0,77	12	3)
Mg	0,33	7	3)	0,49	10	2)	0,60	6	3)
Na	2,70	4	3)	3,59	4	-	3,29	3	3)
K	0,21	8	2)	0,50	22	2)	0,17	13	3)
SO_4	1,91	7	-	2,87	22	-	3,75	10	3)
Cl	3,82	5	3)	4,98	4	3)	4,09	4	3)
C_{org}	9,04	7	-	7,71	18	3)	17,50	7	3)
N	0,10	1	-	0,16	11	-	0,10	2	-
Anions organiques ($meq \cdot L^{-1}$)	63,3	7	-	62,2	18	3)	110,0	7	3)
Titre alcalimétrique de Gran ($meq \cdot L^{-1}$)	-0,84	67	2)	-0,95	45	3)	-2,24	22	3)
Total									
Anions ($meq \cdot L^{-1}$)	0,22	4	3)	0,29	6	-	0,30	4	3)
Cations ($meq \cdot L^{-1}$)	0,20	3	3)	0,27	8	3)	0,28	2	3)

Erreur type : erreur type par rapport à la moyenne, en %

Variations saisonnières

MS : de mai à septembre
SN : de septembre à novembre
MN : de mai à novembre

Écarts de la moyenne saisonnière (tableaux 5.1 et 5.2) significatifs aux seuils de :

1) $p < 0,10$
2) $p < 0,05$
3) $p > 0,01$

** : 8 terres humides, 14 échantillons. Toutes les grandeurs en $mg\,L^{-1}$ sauf indication du contraire.

Tableau 5.3. Moyennes saisonnières et annuelles des paramètres chimiques de la tourbe des bogs et des fens*

	Mai			Sept.			Nov.			Moyenne annuelle**	
	Bog	Fen		Bog	Fen		Bog	Fen		Bog	Fen
pH	3,24	3,68	2)	3,02	3,51	2)	2,86	3,50	2)	3,04	3,56
H	0,575	0,209	2)	0,955	0,309	2)	1,380	0,316	2)	0,912	0,275
Al	17,92	17,65	1)	5,66	16,96	2)	5,00	15,01	1)	6,20	16,54
Fe	1,62	3,12	1)	1,28	2,46	2)	4,58	5,14	-	2,49	3,57
Ca	0,09	0,19	-	0,16	0,40	-	0,25	0,35	-	0,17	0,32
Mg	0,57	0,67	-	0,42	0,39	-	0,39	0,32	-	0,46	0,46
Na	2,03	3,34	1)	0,21	0,52	1)	0,22	0,46	1)	0,82	1,44
K	1,52	2,82	1)	0,69	1,36	1)	0,48	1,78	1)	0,89	1,98
SO_4	1,04	0,79	-	0,64	0,90	-	0,69	0,98	-	0,79	0,89
Cl	0,24	0,08	-	0,02	0,03	-	0,19	0,25	-	0,15	0,12
C total (%)	56,33	35,23	2)	51,53	41,61	1)	51,67	30,35	2)	53,14	35,73
N total (%)	1,22	1,66	-	1,48	2,04	-	1,68	1,83	-	1,46	1,84
C/N	50,44	22,84	2)	35,94	20,21	2)	31,42	16,67	2)	39,27	19,91
Cendres (%)	21,71	44,31	1)	15,54	36,26	1)	15,26	46,98	1)	17,50	42,52
CEC (meq·100 g^{-1})	97,87	73,01	-	73,52	77,57	-	120,12	83,50	-	97,17	78,02
Total											
Anions (meq·g^{-1})	0,03	0,02	-	0,01	0,02	-	0,02	0,03	-	0,02	0,02
Cations (meq·g^{-1})	1,15	2,41	1)	0,77	2,13	1)	0,87	2,06	1)	0,93	2,20

Les écarts entre les moyennes des bogs et des fens (tableaux 5.3 et 5.4) sont significatifs à :

1) $p < 0,10$
2) $p < 0,05$

*Toutes les grandeurs sont en mg·g^{-1}, sauf indication du contraire;
**Le seuil de signification des moyennes annuelles n'a pas été déterminé.

Tableau 5.4. Moyennes saisonnières et annuelles des paramètres chimiques des cours d'eau des bogs et des fens*

	Mai			Sept.			Nov.			Moyenne annuelle**	
	Bog	Fen		Bog	Fen		Bog	Fen		Bog	Fen
pH	4,45	4,99	-	5,45	5,49	-	4,25	4,50	-	4,72	4,99
H	0,035	0,010	-	0,004	0,003	-	0,056	0,32	-	0,019	0,010
Al	0,15	0,16	-	0,19	0,12	-	0,27	0,28	-	0,21	0,18
Fe	0,22	0,23	-	0,86	0,78	-	0,36	0,38	-	0,49	0,47
Ca	0,36	0,49	-	0,55	0,70	-	0,61	0,84	-	0,50	0,68
Mg	0,30	0,35	-	0,43	0,52	-	0,54	0,63	-	0,43	0,50
Na	2,60	2,74	-	3,85	3,48	-	3,05	3,38	-	3,17	3,20
K	0,20	0,22	-	0,69	0,42	-	0,16	0,18	-	0,35	0,27
SO_4	1,75	1,97	-	4,20	2,34	-	3,20	3,96	-	3,05	2,76
Cl	3,45	3,97	-	4,60	5,14	-	3,70	4,25	1)	3,91	4,45
C_{org}	11,50	8,06	-	5,85	8,45	-	20,00	16,50	-	12,45	11,00
N	0,01	0,01	-	0,03	0,01	-	0,01	0,01	-	0,02	0,01
Anions org. (meq·L^{-1})	74,2	59,0	-	49,1	67,5	-	119,6	106,1	-	41,1	77,5
T.A. Gran (meq·L^{-1})	-1,58	-0,35	-	1,17	0,59	-	-3,40	-1,85	-	-1,27	-0,54
Total											
Anions (meq·L^{-1})	0,21	0,22	-	0,29	0,28	-	0,29	0,31	-	0,26	0,27
Cations (meq·L^{-1})	0,20	0,20	-	0,28	0,26	-	0,27	0,28	-	0,25	0,24

Les écarts entre les moyennes des bogs et des fens (tableaux 5.3 et 5.4) sont significatifs à :
1) $p < 0,10$
2) $p < 0,05$

*Toutes les grandeurs sont en mg·L^{-1} sauf indication du contraire;
**Le seuil de signification des moyennes annuelles n'a pas été déterminé.

Tableau 5.5. Valeurs de F des écarts entre les paramètres de la tourbe de différentes terres humides comparés aux écarts entre les échantillons de chaque terre humide

	Mai		Septembre		Novembre	
	F	Prob.	F	Prob.	F	Prob.
pH	10,39	0,002	117,06	0,0001	16,87	0,0003
H	10,39	0,002	117,06	0,0001	16,87	0,0003
Al	33,31	0,02	33,07	0,0001	23,41	0,0001
Fe	6,11	0,01	8,48	0,004	0,83	0,59
Ca	47,06	0,0001	29,19	0,0001	4,15	0,03
Mg	1,78	0,21	36,86	0,0001	19,00	0,0002
Na	2,52	0,11	46,84	0,0001	1,87	0,20
K	63,64	0,0001	50,71	0,0001	69,82	0,0001
SO_4	7,49	0,005	2,82	0,09	4,57	0,02
Cl	1,72	0,23	0,77	0,63	1,32	0,35
C total	4,79	0,02	4,83	0,02	25,04	0,0001
N total	1,80	0,21	11,3	0,001	1,42	0,31
C/N	11,37	0,001	8,04	0,004	8,44	0,0037
CEC	12,17	0,001	3,50	0,05	11,35	0,001
Total						
Anions	6,91	0,007	1,93	0,19	1,88	0,20
Cations	3,76	0,04	47,61	0,0001	4,66	0,02

Prob. : probabilité d'événement fortuit.

6.0 EFFET, SUR LES EAUX RÉCEPTRICES, DES PROCESSUS OÙ INTERVIENNENT L'EAU ET LE SOL DES TERRES HUMIDES

6.1 PRÉLÈVEMENT D'ÉCHANTILLONS ET MÉTHODES

La troisième étape de l'étude voulait corréler, si cela était possible, les variations saisonnières des caractéristiques chimiques de l'eau de drainage et celles du sol des terres humides. Elle voulait également élucider l'effet de la proximité des différents types de terres humides sur les caractéristiques chimiques de l'eau de drainage.

Des échantillons ont été prélevées dans deux cours d'eau supérieurs du parc national Kejimkujik : les ruisseaux Atkins Meadow et Heber Meadows (dont le bassin couvre respectivement 1 460 et 959 ha). La superficie totale des terres humides (non arborées et arborées) constitue un bon pourcentage de la superficie totale de chaque bassin (21,4 % et 31,5 % du bassin des ruisseaux Atkins Meadow et Heber Meadows, respectivement). Les caractéristiques chimiques de l'eau devraient donc subir l'influence directe des apports des terres humides et être dominées par ces derniers, à la condition que cet effet existe vraiment. Ces deux cours d'eau ont une largeur de quelques mètres à peine à leur embouchure et se jettent dans l'ouest du lac Kejimkujik (figure 6.1). Le bassin du ruisseau Atkins Meadow mesure à peu près 7 km de longueur et renferme 11,3 % de terres humides non arborées, tandis que le bassin du ruisseau Heber Meadows est plus court (2 km) et renferme un peu moins de terres humides non arborées (9,6 %). Dans le bassin du ruisseau Atkins Meadow, les échantillons ont été prélevées dans quatre terres humides (numérotées AB01 à AB04), situées à des distances approximativement égales entre l'embouchure et la source (figure 6.1). Dans le bassin du ruisseau Heber Meadows, nous avons visité deux terres humides (HM01, HM02), l'une à l'embouchure, l'autre près de la source. La collecte des données de terrain a été effectuée en hélicoptère, en raison de l'inaccessibilité de plusieurs des points d'échantillonnage. Les emplacements et les terres humides visités dans les deux bassins ainsi que les numéros correspondants d'identification sont montrés sur la figure 6.1.

Les paramètres chimiques de la tourbe et les caractéristiques de la végétation des terres humides visitées montrent que ces dernières peuvent être réparties en trois groupes : les bogs, les fens, et les fens pauvres de transition, chaque groupe échantillonné étant également représenté : deux gros bogs à sphaignes, bien caractérisés (AB04, HM01), un dans chaque bassin, de même que deux fens à graminoïdes (AB02, HM02), également situés chacun dans un bassin. Les deux terres humides de transition sont situées dans le bassin du ruisseau Atkins Meadow. La plus rapprochée de la source (AB03) est un fen dont la végétation est dominée par des graminoïdes et qui montre les premiers signes de transition vers le bog, des sphaignes en groupes isolés. La seconde, rapprochée de la confluence (AB01), plus évoluée, ressemble davantage à un bog. Sa végétation est dominée par les sphaignes et est parsemée de zones isolées de graminoïdes, ce qui le situe dans la transition des fens aux bogs.

La classification des terres humides aux six endroits visités se résume comme suit :

Emplacement	Station (fig. 6.1)	Type
Près de la source	AB 04	Bog à sphaignes
Intermédiaire	AB 03	Fen de transition à fruticée
Intermédiaire	AB 02	Fen à graminoïdes
Confluence	AB 01	Bog de transition à sphaignes
Près de la source	HM 02	Fen à graminoïdes
Confluence	HM 01	Bog à sphaignes

Les lieux des prélèvements ont été choisis pour deux raisons : (1) déterminer s'il y a un changement progressif des caractéristiques chimiques de l'eau, vers l'aval, sous l'effet des apports de chacune de ces terres humides; (2) déterminer si les variations locales des caractéristiques chimiques de l'eau de drainage traduisent des différences dans les caractéristiques pédochimiques des différents types de terres humides. Comme les types de terres humides possèdent chacun une composition chimique caractéristique, on peut prévoir que, comme le cours d'eau traverse un fen ou un bog, l'eau subira des modifications chimiques locales à la condition que ces terres humides lâchent des quantités notables d'eau.

Les données sur le sol et l'eau ont été collectées le 26 avril, le 2 juin, le 2 août, le 12 octobre et le 1er décembre 1988, dates choisies pour obtenir un échantillon représentatif des paramètres chimiques de l'eau au cours des minimums, des maximums et des positions intermédiaires dans le cycle saisonnier du $C_{o.d.}$, du soufre et des autres principaux ions. Les cycles saisonniers des paramètres chimiques des cours d'eau dans le parc, y compris du ruisseau Atkins Meadow, sont décrits dans la section 5.1.

Les stations de prélèvements pédologiques étaient situées dans la zone de 10 m le long des berges des cours d'eau. Chaque station a été marquée en vue d'un échantillonnage répétitif en cet endroit exact. Dans chaque terre humide, nous avons choisi quatre points de prélèvements, espacés d'environ 15 à 20 m. En chaque point, nous avons prélevé une seule carotte de 5 cm de diamètre dans la couche supérieure de tourbe de 15 cm. En outre, nous avons prélevé quatre échantillons de 1 L du cours d'eau contigu aux endroits qui correspondaient à peu près à l'emplacement des stations de prélèvements des sols.

L'analyse des échantillons d'eau a porté sur les mêmes constituants et s'est faite à l'aide des mêmes méthodes que ceux et celles qui sont décrits dans la section 5.2. Certaines des méthodes d'analyse des échantillons du sol diffèrent de celles qui y sont décrites en raison d'un certain nombre d'améliorations dont elles, et les résultats, ont bénéficié.

Les ions SO_4 et le Cl ont été dosés dans le lixiviat aqueux. Leur dosage, dans le surnageant, s'est effectué par turbidimétrie au chlorure de baryum ($BaCl_2$) et par colorimétrie aux thiocyanates, respectivement. Le soufre total a été dosé dans la tourbe séchée. La concentration dans le lixiviat aqueux montre la quantité de soufre présent dans l'eau de porosité et, par conséquent, accessible pour former de l'acide sulfurique dans la tourbe, comparativement au réservoir de soufre total (lié et échangeable), que l'on trouve dans la fraction solide de la tourbe. La saturation en bases a également été mesurée, outre la capacité d'échange cationique (CEC). La saturation en bases (Na + K + Ca + Mg échangeables/CEC) montre la capacité totale du pouvoir tampon de réserve du sol aux apports acides. Elle a été déterminée par l'analyse de Na, K, Ca et Mg échangeables après rinçage du sol séché dans une solution de $BaCl{\cdot}H_2O$. La CEC a été déterminée au moyen d'une deuxième extraction au HCl et à l'acétate de baryum ($(Ba(OAc)_2$).

Le carbone a été mesuré par perte au feu à 550 °C. Les échantillons de tourbe ont ensuite été lyophilisés, puis passés dans un broyeur à boulets et minéralisés dans un mélange d'acide nitrique et perchlorique. Ca, Mg, Al et Fe ont été dosés par spectroscopie de masse à plasma inductif, Na et K par spectrophotométrie d'absorption atomique, le soufre total par turbidimétrie au chlorure de baryum, l'azote total par la méthode de Kjeldahl.

6.2 ANALYSE

Nous avons calculé la moyenne de chaque paramètre chimique de la tourbe (quatre carottes par terre humide) afin d'obtenir une seule valeur pour chaque terre humide. Nous avons ensuite calculé le logarithme naturel du résultat afin d'amortir la dispersion des données (sauf le pH, la couleur, l'alcalinité et la saturation en bases). Pour l'évaluation préliminaire des données, nous avons tracé une série de graphiques des paramètres chimiques des cours d'eau que nous estimions les plus susceptibles de

subir l'influence des variations des caractéristiques chimiques de la tourbe (figure 6.2 à 6.11). Si une corrélation statistique existait entre un paramètre chimique des deux milieux, elle serait mise en évidence graphiquement.

Dans ces graphiques, les paramètres de la tourbe se trouvent sur l'axe vertical, ceux de l'eau sur l'axe horizontal. La saison du prélèvement est indiquée par des flèches qui relient les points, ces flèches montrant le sens de l'écoulement du temps (26 avril, 2 juin, 2 août, 12 octobre, 1er décembre). Les six terres humides sont désignées par différents traits. Le numéro (qui renvoit à la figure 6.1) de la terre humide et le bassin sont indiqués dans la légende.

Les paramètres dont nous avons établi le graphique sont le pH de l'eau en fonction de celui de la tourbe (figure 6.2); le logarithme de la concentration de $C_{o.d.}$ dans l'eau en fonction de celui du rapport C/N de la tourbe (figure 6.3); le pH de l'eau en fonction du logarithme de C/N de la tourbe (figure 6.4); le logarithme de la concentration de $C_{o.d.}$ dans l'eau en fonction du pourcentage d'humidité de la tourbe (figure 6.5); le logarithme de la concentration de S total dans l'eau en fonction du logarithme de la concentration de S total dans la tourbe (figure 6.6); le pH de l'eau en fonction du logarithme de la concentration de S total dans la tourbe (figure 6.7); le logarithme de la concentration de Ca dans l'eau en fonction du logarithme de la concentration de Ca dans la tourbe (figure 6.8); le logarithme de la concentration de Mg dans l'eau en fonction du logarithme de la concentration de Mg dans la tourbe (figure 6.9); le logarithme de la concentration de Fe dans l'eau en fonction du logarithme de la concentration de Fe dans la tourbe (figure 6.10); le logarithme de la concentration de Al dans l'eau en fonction du logarithme de la concentration de Al dans la tourbe (figure 6.11).

Outre l'analyse visuelle des graphiques, nous avons effectué celle de la variance de certains paramètres de l'eau et de la tourbe au moyen de la méthode SAS GLM afin de déterminer si ces paramètres variaient de façon significative selon le type de terre humide et la saison. Nous avons effectué une analyse emboîtée à deux facteurs croisés (Joyner, 1985) des paramètres d'une importance particulière pour l'acidité. Les variables de la tourbe ainsi analysés ont été le pH, le rapport C/N, le pourcentage d'humidité, S total et Ca. Ceux de l'eau étaient le pH, $C_{o.d.}$, S et Ca. Ces variables ont été retenues en raison de leur influence possible sur l'acidité du sol et de l'eau.

Le rapport C/N montre le degré d'oxydation du carbone. Il est habituellement déterminé par les conditions anaérobies existant dans la tourbe, lesquelles sont réglées par les fluctuations de la nappe phréatique. Avec l'abaissement de cette dernière, le carbone s'oxyde, et sa concentration diminue par rapport à celle de l'azote. On peut s'attendre à une production considérable d'acides organiques, comme sous-produits, qui élèvent la concentration de $C_{o.d.}$ dans l'eau de drainage. L'abaissement de la nappe phréatique provoque de même l'oxydation du soufre, lequel peut être chassé de la tourbe sous forme d'acide sulfurique (H_2SO_4) ou de sulfate de calcium ($CaSO_4$). Les concentrations de Ca dans les eaux réceptrices peuvent être régularisées davantage par les apports provenant des sols minéraux des hautes terres, bien qu'une partie du calcium puisse être chassée par suite de l'abaissement de la nappe phréatique et de l'oxydation sous forme de $CaSO_4$ (Bayley *et al.*, 1986).

6.3 RÉSULTATS

Les figures 6.2 à 6.11 permettent de distinguer nettement entre les caractéristiques chimiques des différents types de terres humides (bogs ou fens). En effet, on constate un très grand écart entre ces derniers selon l'axe vertical sur lequel s'ordonnent les paramètres chimiques de la tourbe. Les bogs (HM01 et AB04) ainsi que le bog de transition (AB01) se situent plutôt vers les pH bas dans l'intervalle 3,6 à 4,2 (figure 6.2). Les fens (AB02 et HM02) ainsi que le fen de transition (AB03) se situent dans les pH élevés, de 4,3 à 5,2. Cela correspond également aux Log [C/N] élevés des bogs (3,7 à 4,4) plutôt qu'à ceux, faibles, des fens (3,2 à 3,6), les deux terres humides de transition (AB03 et AB01) possédant des valeurs intermédiaires (3,5 à 3,7). La tourbe des bogs tend également à retenir davantage d'humidité que celle des fens, les terres humides de transition se situant également dans

une plage intermédiaire (figure 6.5). Le phénomène s'explique vraisemblablement par la plus grande porosité de la tourbe des bogs, dont la décomposition microbienne est plus lente.

Quant au soufre (figure 6.6), la distinction n'est pas claire. Généralement, on trouve davantage de soufre dans les bogs que dans les fens, même si, pour l'un des bogs (AB04), les concentrations intermédiaires étaient semblables à celles de l'un des fens (HM02). Le même phénomène a été observé à l'égard de Ca et Mg (figures 6.8 et 6.9), les bogs se situant à une unité logarithmique sous les fens, sauf le bog AB04. Dans ce dernier, les concentrations de Ca étaient anormalement élevées pour un bog, même si les concentrations de Mg étaient normalement faibles. La distinction a également été peu précise pour ce qui est de Al (figure 6.11), l'un des bogs (HM01) se situant dans un intervalle intermédiaire près des terres humides de transition, l'autre bog et les fens étant séparés par trois unités logarithmiques.

Le tableau 6.1 montre les valeurs de F données par l'analyse de la variance de certains paramètres de la tourbe et de l'eau. Les valeurs de gauche représentent les rapports de l'écart quadratique moyen entre les bogs et les fens pour un paramètre donné à l'erreur quadratique moyenne; celles de droite, les rapports de la moyenne quadratique des écarts saisonniers à l'erreur quadratique moyenne. Quand F est élevé, l'écart dû à la saison ou au type de terre humide est élevé par rapport à l'erreur aléatoire. En général, le test F confirme les observations présentées dans les figures 6.2 à 6.11. F est très grand et très significatif pour les paramètres suivants de la tourbe : le pH, le rapport C/N, le taux d'humidité, S et Ca, particulièrement pour le pH. Il montre un écart très prononcé et très significatif entre les caractéristiques chimiques de la tourbe des bogs et des fens respectivement, ce qui confirme les observations tirées des graphiques, comme nous l'avons fait remarquer et, également, les résultats présentés dans la section 5.5.

À l'exception du pH, les valeurs de F (tableau 6.1) montrent que les écarts saisonniers dans la tourbe sont soit non significatifs (par exemple le taux d'humidité, Ca), soit marginalement significatifs (par exemple C/N, S). Dans l'ensemble, les valeurs de F étaient beaucoup plus basses que l'écart entre les bogs et les fens, ce qui montre que les variations aléatoires sont supérieures aux écarts saisonniers. En général, quand F se rapproche du minimum d'un écart significatif, on ne peut pas s'y fier beaucoup pour obtenir une indication claire des écarts entre les saisons.

Des écarts significatifs sont également évidents, graphiquement, dans les figures 6.2 à 6.11. Les écarts saisonniers significatifs sont indiqués sur les graphiques par les degrés de similitude dans la grandeur relative et la direction relative du changement (positive ou négative selon l'axe vertical) de chaque terre humide. Par exemple, à la figure 6.2, même si l'amplitude du changement varie quelque peu pour chaque terre humide, le pH varie visiblement moins que le taux d'humidité (figure 6.5) ou que S total (figure 6.6), dont les variations sont énormes. Cela correspond bien aux valeurs de F, élevées pour le pH et faibles (non significatives) pour le taux d'humidité et S total.

De façon générale, ces observations et résultats confirment les conclusions de la section 5.4, dans laquelle nous signalons les écarts saisonniers importants des caractéristiques chimiques de la tourbe (pH, de même que certains ions principaux, C total, C/N et CEC). En général, toutefois, ces écarts sont moins évidents que ceux des paramètres des cours d'eau.

Élevées, les valeurs F de l'eau (tableau 6.1) traduisent des écarts saisonniers très significatifs de pH, de $C_{o.d.}$, de S et de Ca. Elles correspondent aux variations saisonnières très significatives du pH et de la concentration des principaux ions signalées dans la section 5.4, et, également, dans les conclusions de Howell (1988).

Les valeurs élevées de F pour les variations saisonnières des paramètres chimiques de l'eau sont montrées graphiquement par le fort degré de similitude dans la grandeur relative et le sens général du déplacement sur l'échelle horizontale (positif vers la droite, négatif vers la gauche) des figures 6.2 à

6.11. Cela est évident pour $C_{o.d.}$ (figure 6.3), S total (figure 6.7), Ca (figure 6.8) et, dans une moindre mesure, pour le pH (figure 6.2). Les figures 6.10 et 6.11 portent à croire que l'on pourrait obtenir des F significatifs pour Fe et Al.

Ce qui frappe à l'examen des graphiques de la plupart des paramètres, c'est qu'il ne semble y avoir aucune relation significative entre les paramètres chimiques du sol des différents types de terres humides et les paramètres chimiques de l'eau. Ceux de la tourbe révèlent une répartition assez nette de la plupart des paramètres le long de l'axe vertical, qui, comme nous en avons parlé, traduit les écarts chimiques significatifs entre les bogs et les fens. Toutefois, dans la plupart des figures (figures 6.2 à 6.11), les nuages s'alignent verticalement (pente verticale) les uns par rapport aux autres, ce qui n'indique aucune corrélation apparente avec les paramètres de l'eau. Quand, pour un paramètre donné, ces nuages dessinent une pente apparente de façon à montrer la succession des bogs aux fens, l'on peut croire à une relation possible entre le type de terre humide et les caractéristiques chimiques de l'eau.

Une faible pente se distingue entre le pH de la tourbe et celui de l'eau (figure 6.2), entre le rapport C/N de la tourbe et $C_{o.d.}$ de l'eau (figure 6.3) ainsi qu'entre le taux d'humidité de la tourbe et $C_{o.d.}$ de l'eau (figure 6.5). Peu accusées, ces pentes montrent une augmentation relativement petite du pH et des concentrations de $C_{o.d.}$ de l'eau en fonction du pH, du rapport C/N et du taux d'humidité de la tourbe. Néanmoins, elles montrent la possibilité d'un certain rapport de cause à effet.

Les observations tirées des graphiques sont étayées par les résultats de l'analyse de la variance montrés au tableau 6.1. Les valeurs de F sont beaucoup plus petites à l'égard des écarts entre les caractéristiques chimiques de l'eau des bogs et des fens qu'à l'égard des variations saisonnières. Au seuil de confiance de $p = 0,01$, les valeurs de F sont toutefois clairement significatives à l'égard du pH et de $C_{o.d.}$ et marginalement significatives à l'égard de Ca. Cela signifie que les bogs et les fens exercent un effet local marqué sur les paramètres chimiques des ruisseaux Atkins Meadow et Heber Meadows, pour ce qui est des apports de $C_{o.d.}$ et de l'effet de ce dernier sur le pH, qui s'explique probablement par les apports plus élevés d'acides organiques des bogs. Selon la figure 6.3 les concentrations de $C_{o.d.}$ tendent à être plus élevées dans les bogs que dans les fens, comme en fait foi la faible pente qui unit les nuages de points allant des fens vers les bogs. Dans la figure 6.4, on distingue une pente négative qui montre que près des bogs le pH de l'eau est inférieur au pH près des fens. On ne distingue aucune évolution de S, de Fe ou d'Al entre les fens et les bogs (figures 6.6, 6.10 et 6.11), ni tendance évidente du Ca, même si la valeur de F ($F = 9$, tableau 6.1) est marginalement significative.

6.4 RÉSUMÉ

À l'exception des paramètres touchant la production d'acides organiques, les propriétés chimiques du sol et de l'eau montrent une relation faible ou nulle. Il semble que les principaux ions des cours d'eau ne soient pas très influencés par la proximité des différents types de terres humide et que, entre les sols des terres humides et les caractéristiques chimiques de l'eau reliées aux apports d'acides organiques, la relation est significative. Les bogs libéreraient significativement plus d'acides organiques dans les eaux que les fens, ce que montrent les concentrations plus fortes de $C_{o.d.}$ et le pH inférieur des cours d'eau à ces endroits. Toutefois, l'amplitude des variations est relativement petite.

Les caractéristiques chimiques de l'eau varient de façon très forte et très significative selon la saison. Par contraste, les caractéristiques chimiques de la tourbe ne sont pas très influencées par les variations saisonnières, et ces dernières, quand elles surviennent, ne sont pas très fortes. Cela ne signifie pas qu'il n'existe aucune relation entre les variations saisonnières des caractéristiques chimiques des deux milieux parce que les concentrations des divers paramètres dans la tourbe dépassent les concentrations dans l'eau d'un ordre de puissance multiple. Ainsi, une petite variation saisonnière des paramètres chimiques de la tourbe pourrait provoquer une variation considérable des

paramètres chimiques de l'eau. Toutefois, d'après les résultats, il ne semble pas que ce soit les terres humides qui déterminent les caractéristiques chimiques saisonnières de l'eau. Il semble vraisemblable que celles-ci soient le résultat des effets saisonniers intégrés des apports de l'ensemble du bassin.

Tableau 6.1. Valeurs de F pour les écarts de plusieurs paramètres de la tourbe et de l'eau imputables au type de terres humides et à la saison.

	F (tourbe)			F (eau)	
Paramètre	Bog-fen	Saison à saison	Paramètre	Bog-fen	Saison à saison
pH	1 037	15,4	pH	31,0	52
C/N	268	5,9	C_{org}	32,6	409
% d'humidité	116	1,4		-	-
S total	96	5,2	S	1,9	272
Ca	324	1,3	Ca	9,0	190
F*	7	3,5	F*	7,5	4,0
F**	4	2,5	F**	4,0	2,5

F* : valeur exigée pour un écart significatif à p = 0,01
F** : valeur exigée pour un écart significatif à p = 0,05

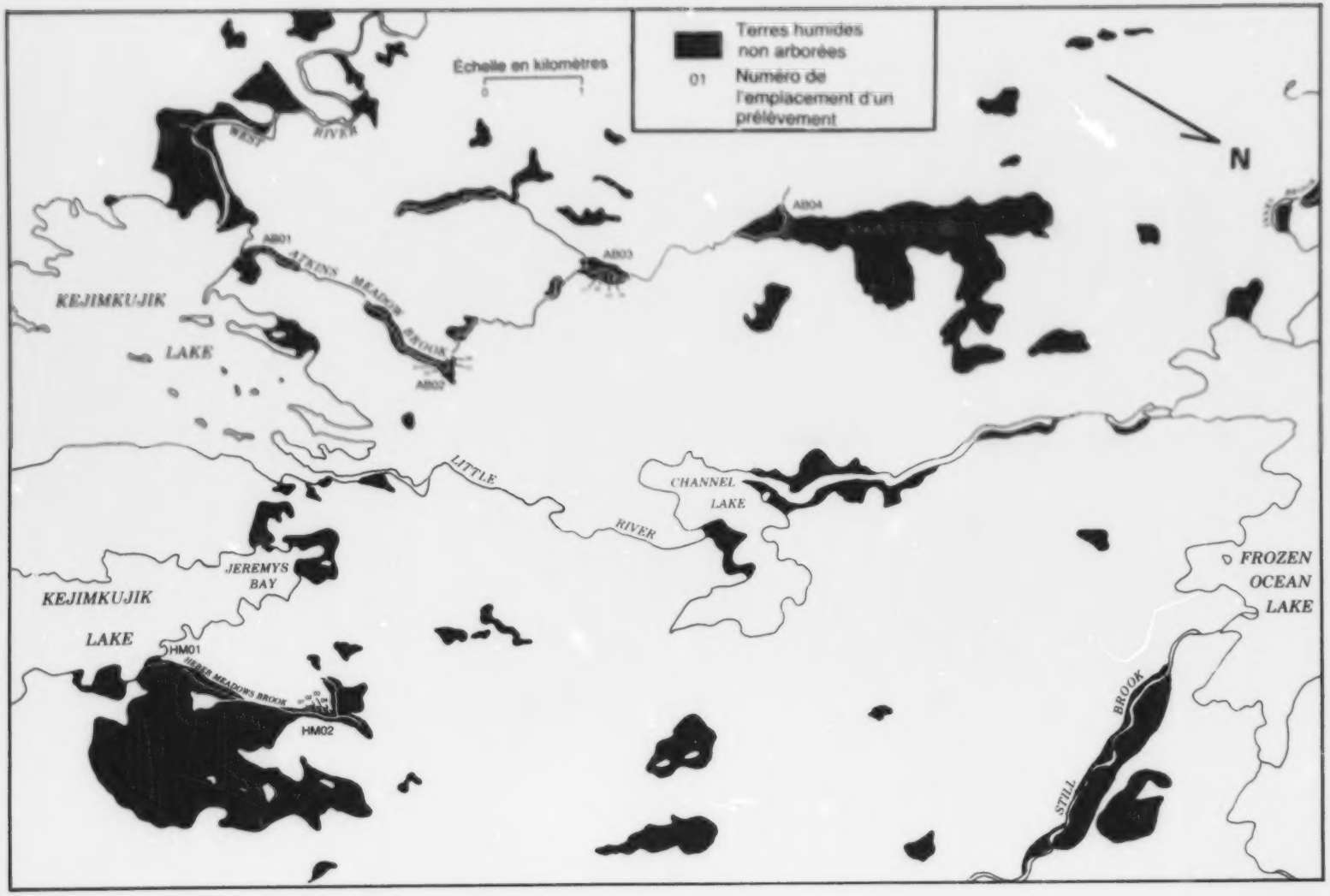

Figure 6.1. Points de prélèvement de la tourbe dans le parc national Kejimkujik, en 1988.

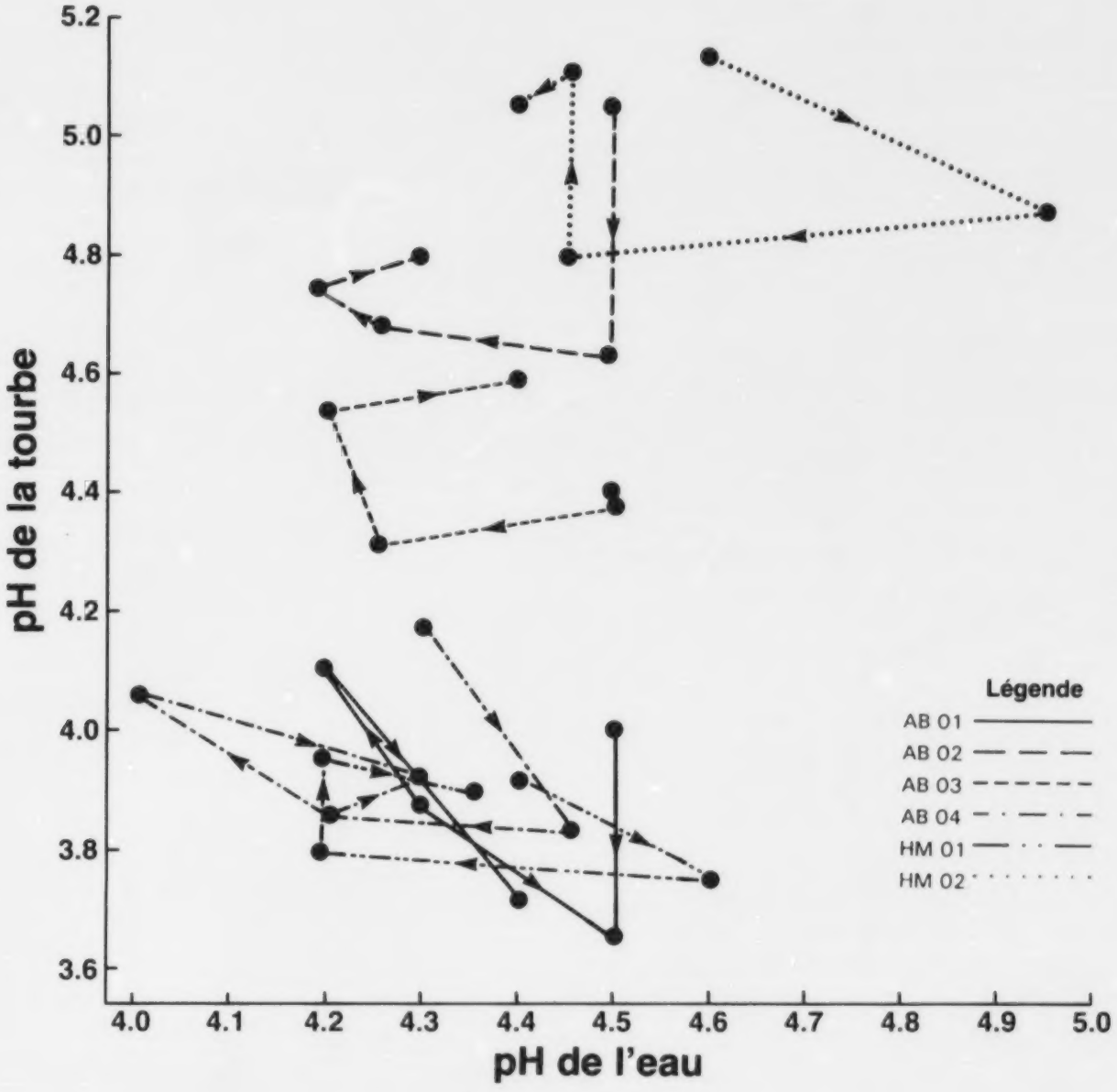

Figure 6.2. Corrélation entre le pH de la tourbe et celui de l'eau.

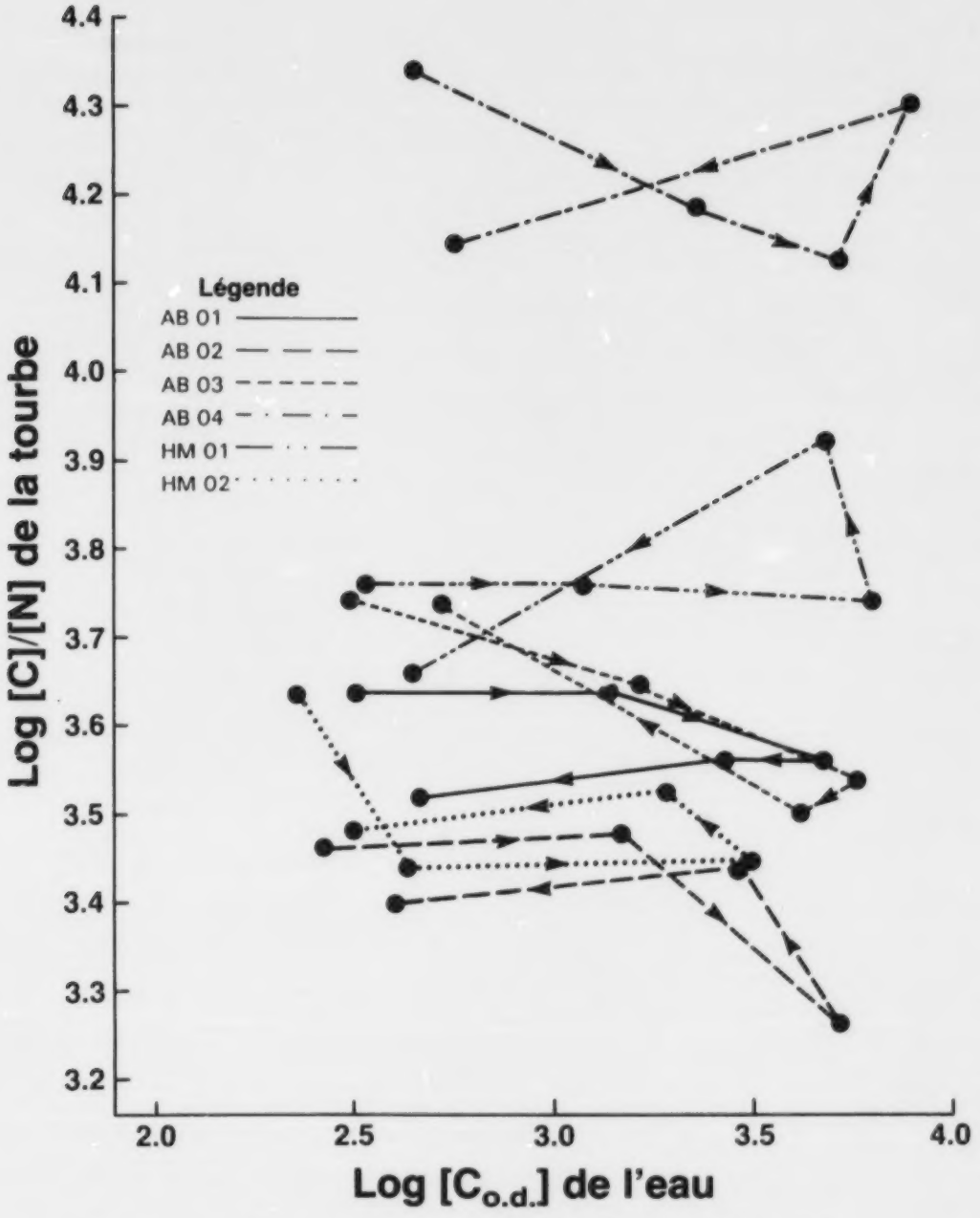

Figure 6.3. Corrélation entre le rapport C/N de la tourbe et le $C_{o.d.}$ de l'eau.

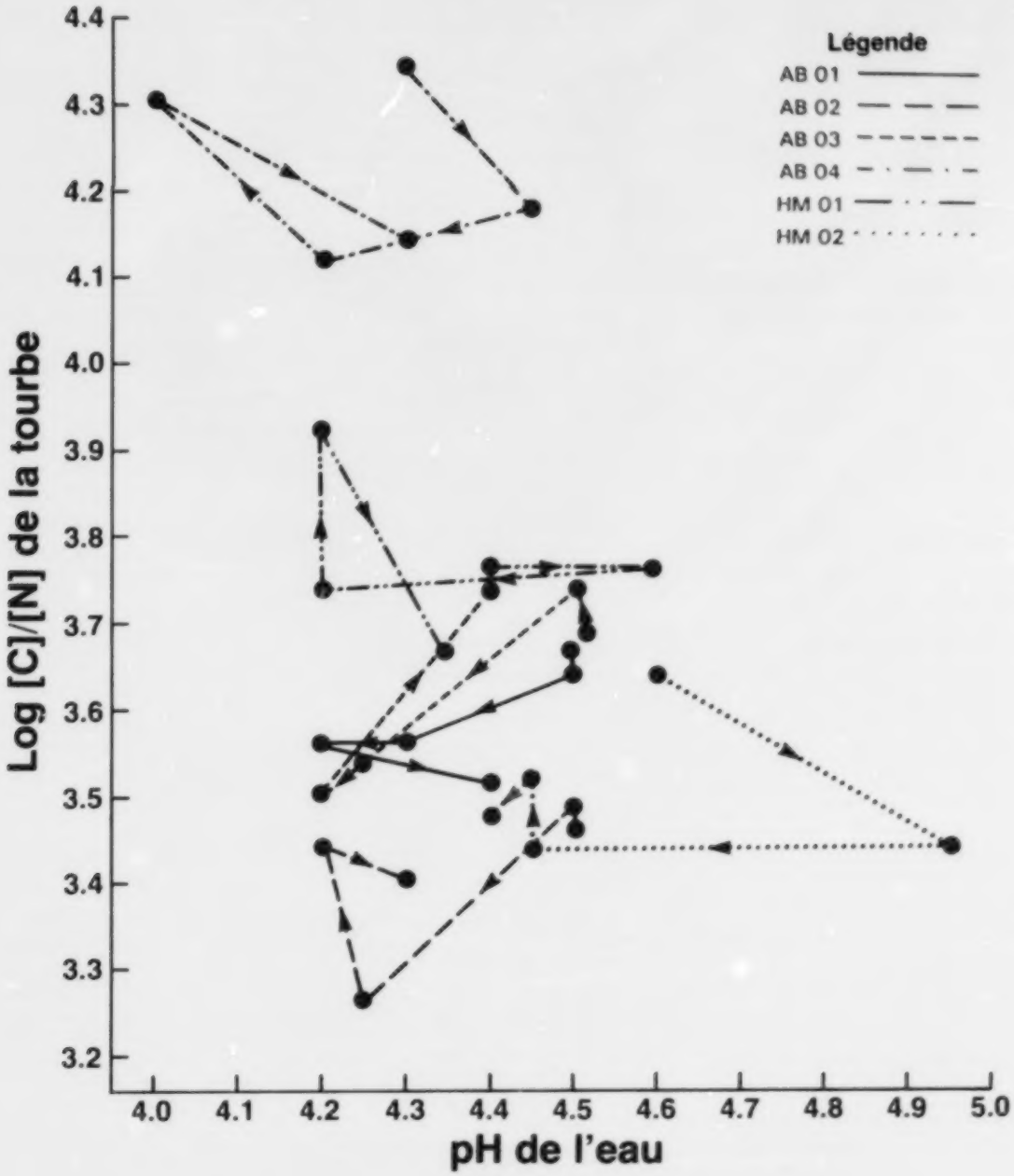

Figure 6.4. Corrélation entre le rapport C/N de la tourbe et le pH de l'eau.

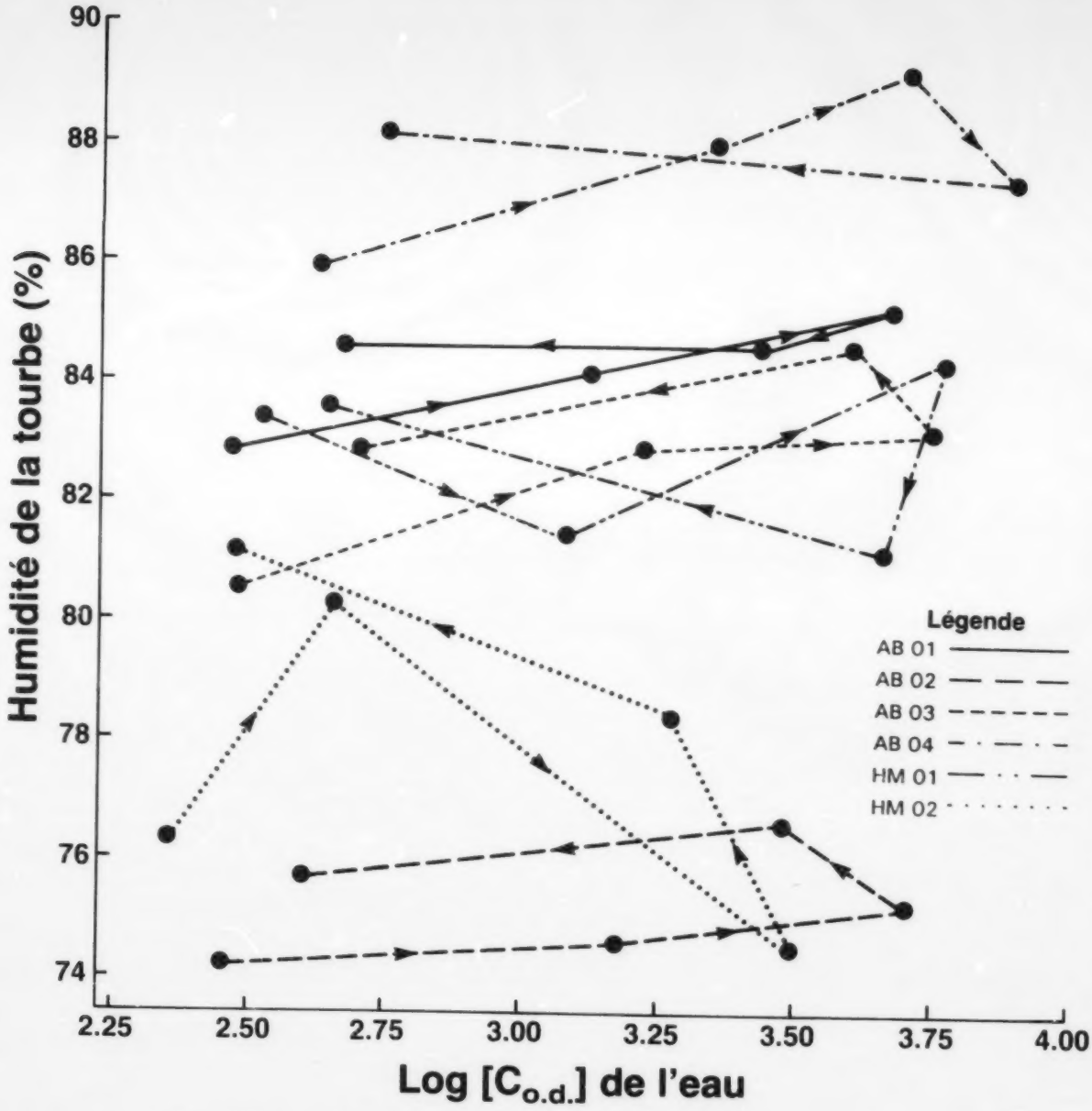

Figure 6.5. Corrélation entre l'humidité de la tourbe et le $C_{o.d.}$ de l'eau.

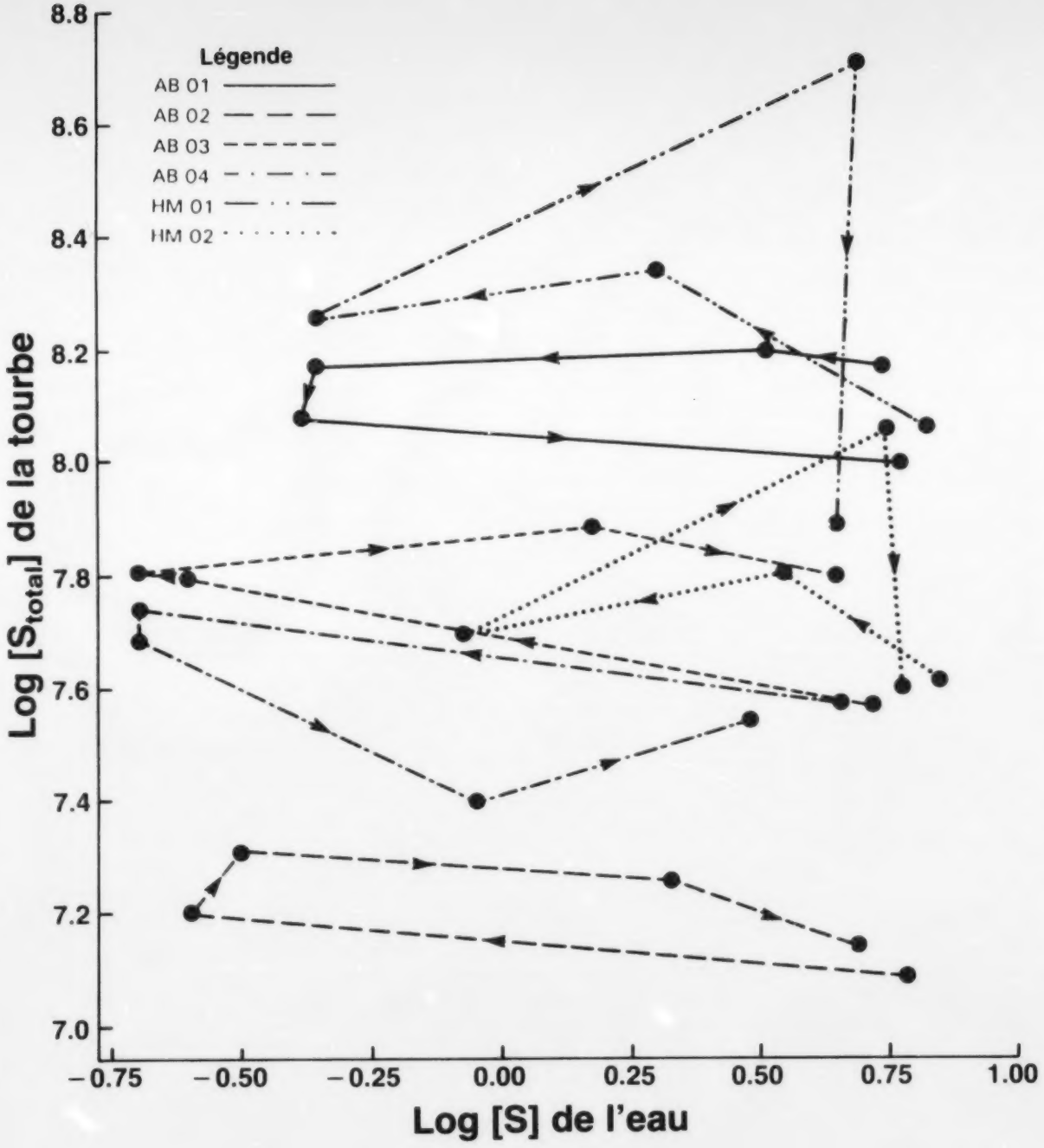

Figure 6.6. Corrélation entre le soufre total de la tourbe et le soufre de l'eau.

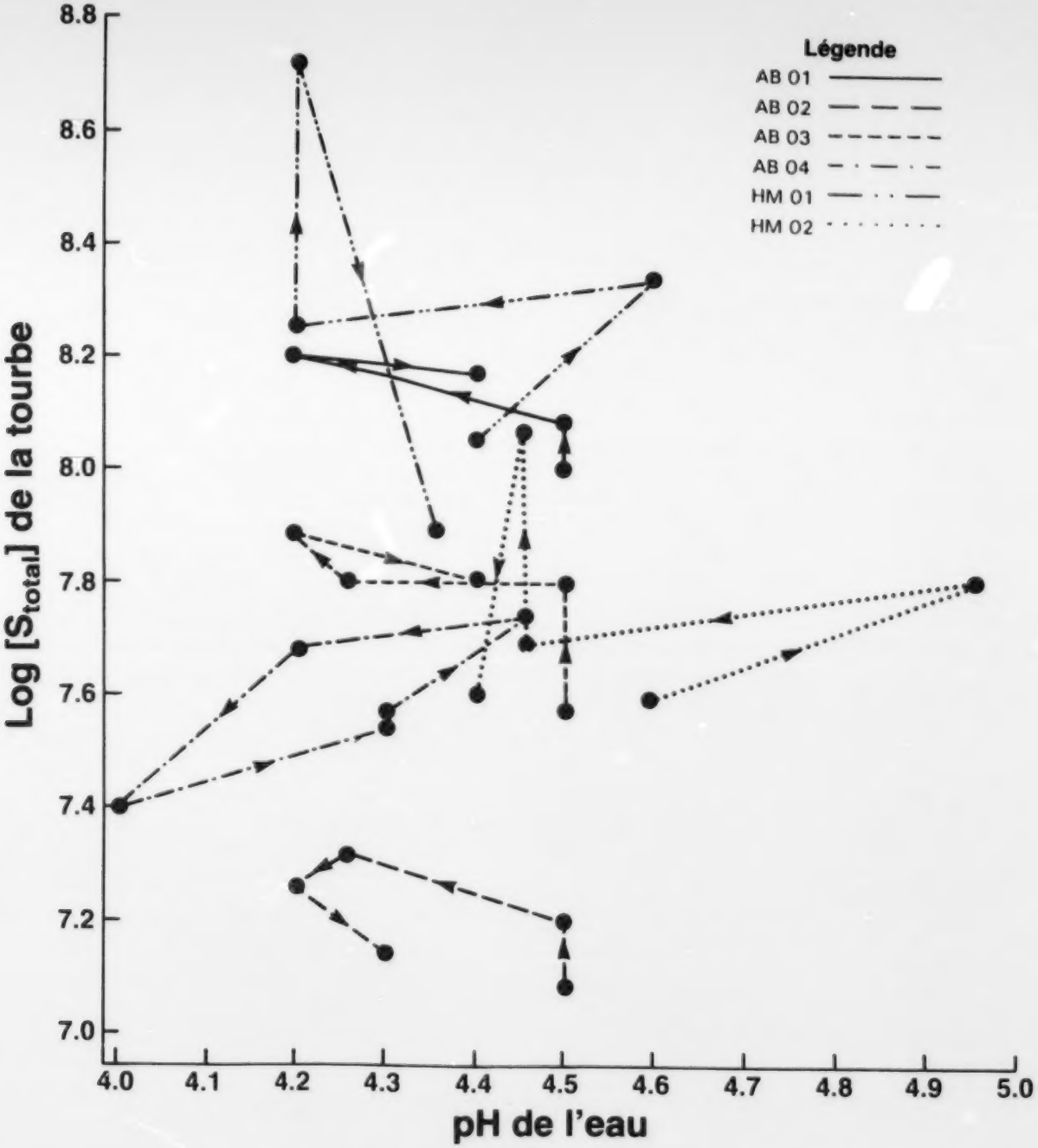

Figure 6.7. Corrélation entre le soufre total de la tourbe et le pH de l'eau.

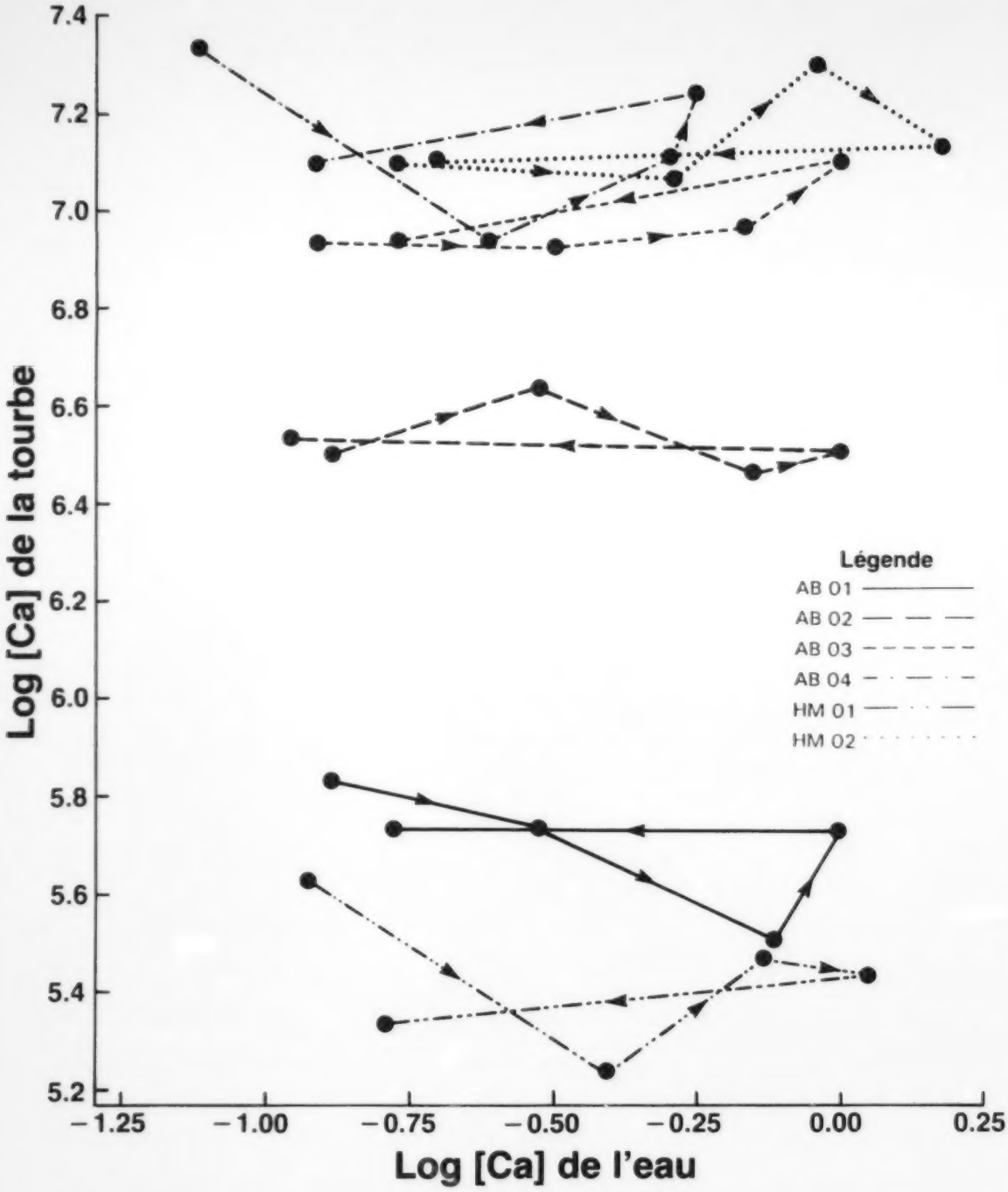

Figure 6.8. Corrélation entre le calcium de la tourbe et celui de l'eau.

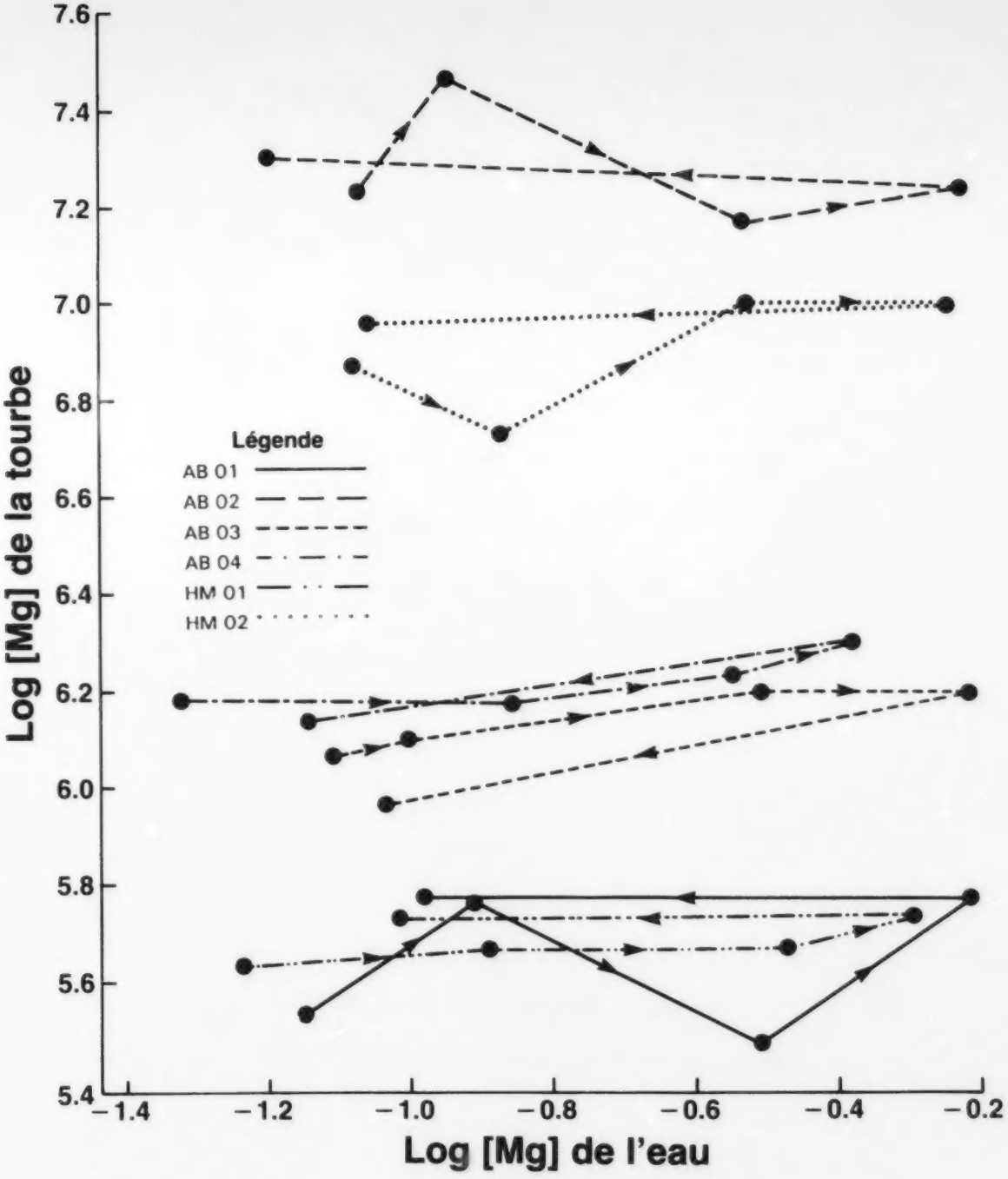

Figure 6.9. Corrélation entre le magnésium de la tourbe et celui de l'eau.

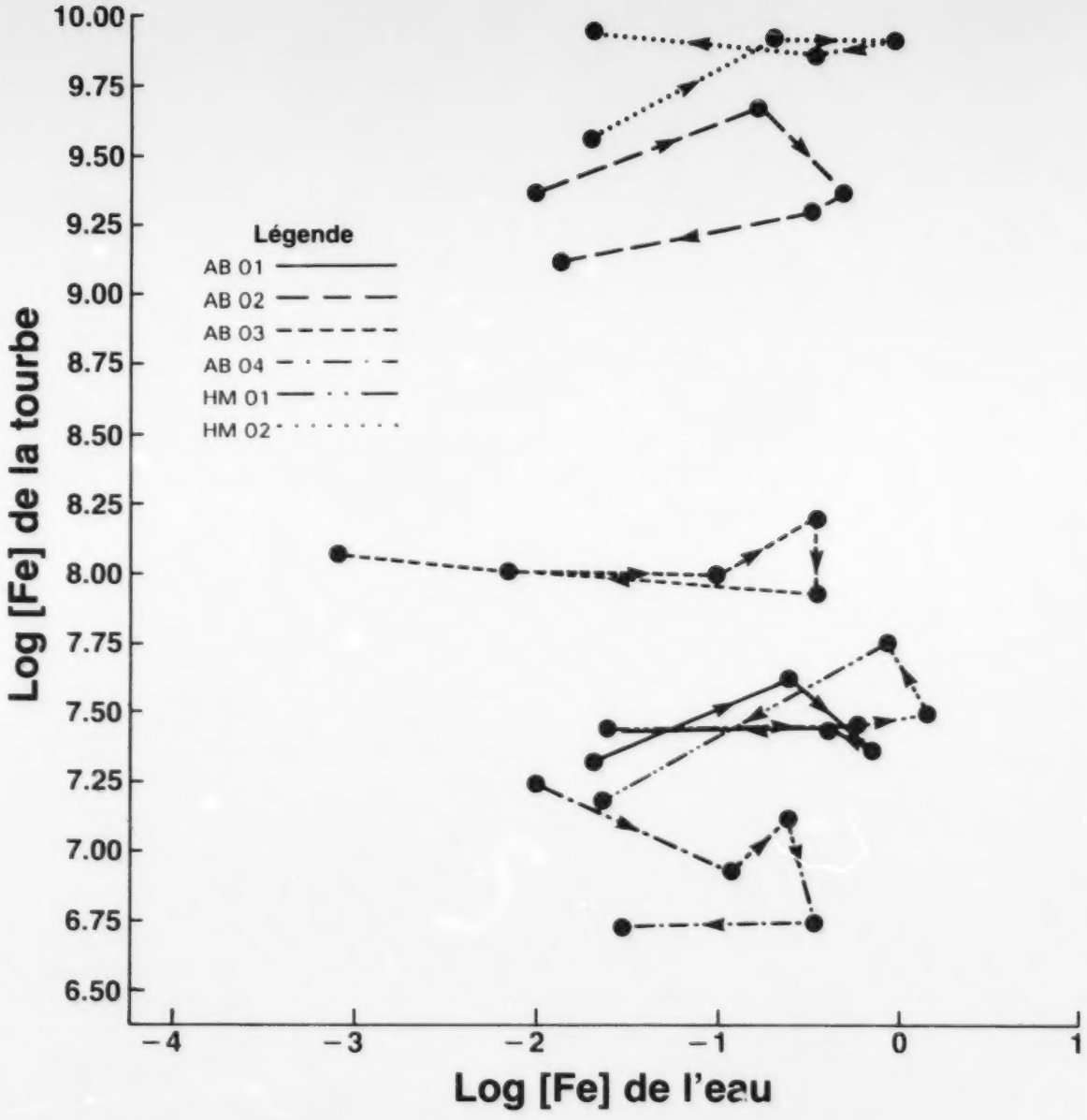

Figure 6.10. Corrélation entre le fer de la tourbe et celui de l'eau.

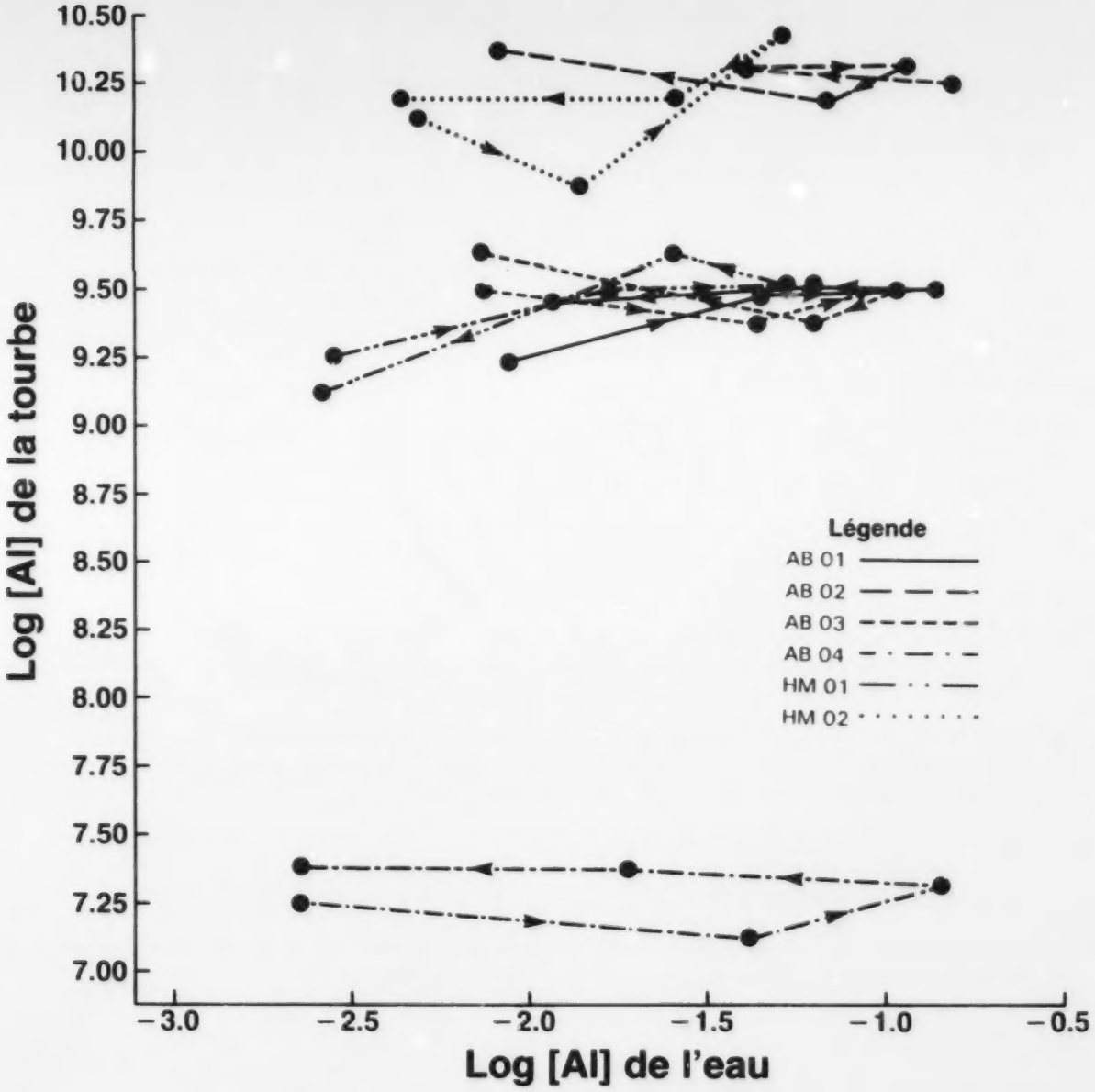

Figure 6.11. Corrélation entre l'aluminium de la tourbe et celui de l'eau.

7.0 CONCLUSIONS

Les classes prédominantes de terres humides dans le parc national Kejimkujik sont les bogs et les fens pauvres en éléments nutritifs. Les bogs et les fens se distinguent nettement par leurs caractéristiques chimiques, la tourbe des bogs étant plus oligotrophe et les concentrations de métaux et de cations de base étant à peu près deux fois plus petites que celles que l'on observe dans la tourbe des fens. Les rapports du carbone à l'azote sont plus élevés dans les bogs, ce qui trahit une oxydation plus lente du carbone. Dans la tourbe des fens, le pH et la concentration des principaux ions sont généralement faibles par rapport aux valeurs caractéristiques des vrais fens minéralotrophes. Cela porte à croire que plusieurs fens sont en évolution vers l'état de bog et possèdent un pouvoir tampon diminué, ce que confirment les observations visuelles de la végétation. Certains des fens étudiés renferment, en quantités variables, des bouquets de végétation normalement rencontrés dans les bogs, signes de cette évolution. Ces terres humides sont probablement plus exposées à subir des variations floristiques accélérées par un dépôt acide ininterrompu.

Les conclusions suivantes peuvent être formulées à l'égard des facteurs qui influent sur les caractéristiques pédochimiques des terres humides et sur l'effet des sols de ces dernières sur les caractéristiques chimiques de l'eau de drainage du parc.

1) Malgré les écarts pédochimiques significatifs entre les bogs et les fens, la concentration des principaux ions et des métaux dans les eaux de drainage à proximité de ces différents types de terres humides ne semble pas en subir les influences.

2) Les apports d'acides organiques dans les eaux de drainage diffèrent de façon significative selon qu'ils proviennent des bogs ou des fens. Près des bogs, la concentration de carbone organique en dissolution est significativement plus élevée, tandis que le pH est plus faible que près des fens.

3) Les eaux de drainage sont dominées par l'évolution fortement et significativement saisonnière de leurs paramètres chimiques. À l'exception des apports d'acides organiques, rien ne montre que ces variations soient attribuables à des processus survenant dans le sol des terres humides.

4) Même si certains des principaux ions ainsi que le pH et le rapport C/N varient de façon significative d'une saison à l'autre dans le sol des bogs et des fens, en général les variations saisonnières sont relativement petites et beaucoup moins constantes que les variations dans l'eau de drainage.

5) Dans l'ensemble, les terres humides semblent exercer un effet significatif, mais pas nécessairement dominant sur certains paramètres chimiques des eaux de drainage du parc.

8.0 RECOMMANDATIONS

Un certain nombre de facteurs influant sur les caractéristiques chimiques de l'eau ont été négligés dans la présente étude : effet des processus de dilution et de concentration; effets des terres humides par rapport aux autres compartiments du réseau de drainage. Afin d'évaluer les répercussions de ces facteurs, il faut des études d'une nature plus contrôlée ou plus expérimentale. Il est recommandé que ces études ultérieures comportent :

1) Des mesures détaillées du débit dans tout le réseau de drainage.
2) L'évaluation détaillée du débit des principaux ions sortant des terres humides et des hautes terres.

Des données débitmétriques sont nécesaires sur les divers cours d'eau du réseau de drainage afin de distinguer les variations des paramètres chimiques de l'eau qui sont attribuables à des effets de concentration et de dilution (reliés au cycle hydrologique) des apports directs du carbone organique en dissolution et d'autres ions attribuables à des processus survenant à l'intérieur de l'écosystème des terres humides. Des mesures directes du débit des principaux ions sortant des terres humides et des hautes terres permettraient d'évaluer le rôle des terres humides par rapport à celui d'autres éléments remarquables du bassin hydrographique, notamment les vastes hautes terres couvertes de forêt. L'évaluation de ces deux effets constitue une première étape nécessaire vers la construction de modèles numériques des effets des terres humides sur les caractéristiques chimiques des eaux de drainage.

9.0 RÉFÉRENCES

Anderson, J.M. 1986. "Effets des précipitations acides sur les terres humides", Recherche sur les précipitations acides, Direction générale des terres, Environnement Canada, Document de travail n° 50.

Bayley, S.E., R.S. Behr et C.A. Kelly. 1986. "Retention and release of S from a freshwater wetland". Wat. Air Soil Pollut. 31: 101–114.

Bailey, S.E., B. Parker, D. Vitt et D. Rosenburg. 1988. Experimental Acidification of a Freshwater Wetland. Final Report to the Wildlife Toxicology Fund, Environment Canada. Ottawa, Ontario. 102 pp.

Comité canadien de la classification écologique du territoire. 1978. Direction de la recherche, Agriculture Canada. Publication n° 1646. Ottawa, Ontario.

Eastern Ecological Research Ltd. 1976. Kejimkujik National Park. Resource Atlas and Base Description. Rapport inédit. Parks Canada, Région de l'Atlantique, Halifax, Nouvelle-Écosse. 165 p.

Environmental and Social Systems Analysts. 1986. "Brown Waters: Relative Importance of External and Internal Sources of Acidification on Catchment Biota, Review of Existing Knowledge. Rapport inédit. LRTAP Workshop No. 5, Environnement Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick. 85 p.

Gates, A.D. 1982. "A note on the precipitation climate of Kejimkujik National Park". Dans: Kejimkujik Calibrated Catchments Program. Édité par J. Kerekes. LRTAP Liaison Office, Service de l'environnement atmosphérique. Downsview, Ontario. 75 p.

Gimbarzevsky, P. 1975. "Biophysical Survey of Kejimkujik National Park". Rapport d'une étude pour Parcs Canada, Région de l'Atlantique. Information Report FMR-X-81, Institut de gestion forestière, Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 134 p.

Goodwin, S. et J.G. Zeikos. 1987. "Ecophysiological adaptions of anaerobic bacteria to low pH: analysis of anaerobic digestion in acidic bog sediment". Applied Environmental Microbiology 53: 57–64.

Gorham, E. 1953. "Chemical studies on the soils and vegetation of waterlogged habitats in the English Lake District". J. Ecol. 41: 345-360.

Gorham, E., S.E. Bayley et D.W. Schindler. 1984. "Ecological effects of acid deposition upon peatlands: A neglected field of acid rain research". Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1250–1268.

Gorham, E., J.K. Underwood, F.B. Martin et J.G. Ogden. 1986. "Natural and anthropogenic causes of acidification in Nova Scotia". Nature 234: 451–453.

Gorham, E., G.A. Wheeler, J.A. Janssens et P.H. Glaser. 1987. "The natural and anthropogenic acidification of peatlands: an overview". Dans Effects of Air Pollutants on Forests, Agriculture and Wetlands, T.C. Hutchinson (ed.). Springer – Verlag Publishing Co., New York, N.Y. pp. 493–512.

Groupe de travail national sur les terres humides. 1987. Le système de classification des terres humides au Canada; Comité canadien de la classification écologique du territoire, Série de la classification écologique du territoire n° 21, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Helmer, E.H. 1987. "Aluminum Speciation in Bog Waters and Aluminum - Organic Matter Conditional Stability Constants". M.Sc. thesis, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota. 197 p.

Howell, G. 1988. "Major Ion Dynamics of Surface Waters of Varying Hydrologic Order". Rapport n° IW/L-AR-WQB-88. Direction de la qualité des eaux et Direction générale des terres, Environnement Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick. 132 p.

Howell, G. et P. Brooksbank. 1987. An assessment of LRTAP acidification of surface waters in Atlantic Canada. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Rapport n° IW/L-AR-WQB-87-121, Moncton, Nouveau-Brunswick.

Joyner, J.P. 1985. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6. SAS Institute, Cary, North Carolina. pp. 183–260.

Kerekes, J. et B. Friedman. 1985. Physical, Chemical and Biological Characteristics of Three Watersheds in Kejimkujik National Park, Nova Scotia. Rapport inédit. Service canadien de la faune. Région de l'Atlantique. 58 p.

Kerekes, J., S. Beauchamp, R. Tordin, C. Tremblay et T. Pollock. 1986. "Organic versus anthropogenic acidity in tributaries of the Kejimkujik watersheds in Nova Scotia". Wat. Air Soil Pollut. 31: 165–173.

Kessel-Taylor, I. 1986. Un examen des causes alternatives du déclin du saumon de l'Atlantique et l'acidification des eaux de surface du Sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. Document de travail n° 46. Direction générale des terres. Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 42 p.

Oliver, B.G., E.M. Thurman et R.L. Malcolm. 1983. "The contribution of humic substances to the acidity of coloured natural waters". Geochim. Cosmochim. Acta 47: 2031–2035.

Rogalla, J.A., P.L. Brezonick et G.E. Glass. 1986. "Empirical models for lake acidification in the upper Great Lakes region". Wat. Air Soil Pollut. 31: 300–308.

Rowe, J.S. 1972. Régions forestières du Canada. Publication n° 1300. Service canadien des forêts, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Shotyk, W. 1988. "An overview of the inorganic chemistry of peats". Dans: Advances in Peatland Engineering, Conseil national de recherche du Canada, Ottawa, Ontario. pp. 54–63.

Sjörs, H. 1950. "On the relation between vegetation and electrolytes in northern Swedish mire waters". Oikos 2: 241–258.

Snedecor, G.W. et W.G. Cochran. 1967. Statistical Methods, 6th ed., Iowa State University Press, Des Moines, Iowa. pp. 291–294.

Stevenson, F.J. 1982. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, Ltd., New York, N.Y.

Taliburdeen, P. 1981. "Cation exchange in soils". In: The Chemistry of Soil Processes. D.J. Greenland et M.H.D. Hayes, ed. John Wiley and Sons, Ltd., New York, N.Y. pp. 115–179.

Urban, N.R. et S.E. Bayley. 1986. "The acid-base balance of peatlands: a short-term perspective". Wat. Air Soil Pollut. 30: 791–800.

Urban, N.R. et S.J. Eisenreich. 1988. "Nitrogen cycling in a forested Minnesota bog". Can. J. Bot. 66: 435.

Urban, N.R., S.E. Bayley et S.J. Eisenreich. 1989. "Export of dissolved organic carbon and acidity from peatlands". Wat. Resour. Resear. 25: 1619.

Wickware, G.M. 1987. Characteristics of Wetlands in Selected LRTAP Calibrated Watersheds of Kejimkujik National Park, Southwestern Nova Scotia. Rapport à contrat, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa, Ontario. Inédit. 39 p. et appendices.

Wickware, G.M., I. Kessel-Taylor et C.D.A. Rubec. 1987. "Characterization of wetlands in selected LRTAP calibrated watersheds of Kejimkujik National Park, southwestern Nova Scotia". Dans Proc., Symposium '87 - Wetlands/Peatlands. Edmonton, Alberta. pp. 527–534.

Wood, J.A. 1989. Bilan d'acidité des tourbières et effets des retombées acides. Division de la recherche sur les applications écologiques, Document de discussion n° 5. Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Wood, J.A. et C.D.A. Rubec. 1989. "Seasonal and vegetational variations in wetlands chemistry in Kejimkujik National Park, Nova Scotia". Wat. Air Soil Pollut. 46: 177–186.

Wright, R. 1983. "Predicting Acidification of North American Lakes". Report No. 4, Acid Rain Research Series, Norwegian Institute for Water Research, Stockholm, Suède, 165 p.